Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Guillemot marbré

Brachyramphus marmoratus

au Canada

MENACÉE
2012

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Guillemot marbré (*Brachyramphus marmoratus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiv + 96 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Guillemot marbré (*Brachyramphus marmoratus)* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 49 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

HULL, C.L. 2000. Rapport de situation du COSEPAC sur le Guillemot marbré (*Brachyramphus marmoratus*) au Canada – Mise à jour, *in* Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Guillemot marbré (*Brachyramphus marmoratus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1 – 49.

RODWAY, M.S. 1990. COSEWIC status report on the Marbled Murrelet *Brachyramphus marmoratus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 64 p.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Alan Burger pour la rédaction du rapport de situation sur le Guillemot marbré (*Brachyramphus marmoratus*) au Canada en vertu d'un contrat avec Environnement Canada. Ce rapport a été supervisé et révisé par Marty Leonard, coprésident du Sous-comité de spécialistes des oiseaux du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Marbled Murrelet *Brachyramphus marmoratus* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Guillemot marbré — photo de Mike Danzenbaker.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2012.
N° de catalogue CW69-14/238-2012F-PDF
ISBN 978-1-100-99253-2N

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2012

Nom commun
Guillemot marbré

Nom scientifique
Brachyramphus marmoratus

Statut
Menacée

Justification de la désignation
Ce petit oiseau de mer dépend largement des forêts côtières composées de vieux peuplements en Colombie-Britannique pour la nidification. La perte de l'habitat a été estimée à plus de 20 % pour les trois dernières générations. Les menaces futures incluant la perte continue de l'habitat, combinée avec les menaces accrues découlant des routes de navigation proposées dans le centre de l'aire de répartition de l'espèce, la fragmentation accrue causée par divers développements proposés et récemment amorcés, des prises accessoires et des conditions changeantes de la mer mènent à des pertes de population prévues dépassant 30 % au cours des trois prochaines générations.

Répartition
Colombie-Britannique

Historique du statut
Espèce désignée « menacée » en avril 1990. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2000 et en mai 2012.

COSEPAC
Résumé

Guillemot marbré
Brachyramphus marmoratus

Description et importance de l'espèce sauvage

Le Guillemot marbré est un petit oiseau de mer de la famille des Alcidés. Il s'alimente en plongeant à la recherche de petits poissons rassemblés en bancs dans les régions littorales.

Répartition

L'aire de reproduction du Guillemot marbré s'étend des îles Aléoutiennes jusqu'au centre de la Californie, en passant par le sud de l'Alaska, la Colombie-Britannique, l'État de Washington et l'Oregon. La grande partie de la population se reproduit en Alaska et en Colombie-Britannique. Le Guillemot marbré est présent dans la majeure partie de la côte de la Colombie-Britannique, mais il est rare dans certaines parties du détroit de Georgia.

Habitat

L'habitat d'alimentation marin de l'espèce se trouve habituellement près de la côte (à moins de 1 km de la terre ferme) ou dans des eaux abritées. On trouve le Guillemot marbré dans un grand éventail de milieux marins, mais surtout dans les mers peu profondes (généralement à une profondeur inférieure à 30 m) au plancher sableux ou graveleux.

L'habitat de nidification du Guillemot marbré est habituellement caractérisé par des forêts anciennes composées de grands arbres (d'une hauteur généralement supérieure à 30 m) présentant de grosses branches moussues et des ouvertures dans le couvert qui permettent l'accès aux sites de nidification. On trouve généralement de telles conditions dans les forêts de basse altitude (moins de 900 m), sur des pentes fortes ou faibles ou dans les fonds de vallée. D'après la cartographie de l'habitat, il y aurait quelque 1,98 million d'hectares d'habitat propice à l'espèce dans les régions littorales de la Colombie-Britannique, soit de 0 à 50 km à partir de la mer. L'habitat le plus propice se trouve entre 0 et 30 km vers l'intérieur et totalise 1,83 million d'hectares. Les estimations de la perte totale de forêts anciennes côtières (qui composent la majeure partie de l'habitat de nidification du Guillemot marbré) depuis la colonisation par les Européens, causée par l'exploitation forestière, l'agriculture ou l'urbanisation, varient de 35 % à 53 %. Les modèles utilisant des algorithmes de la population indiquent que la superficie de l'habitat de nidification propice à l'espèce a diminué de 22 % au cours de la période de 30 ans de 1978 à 2008. Les pertes de population dans certaines régions de l'île de Vancouver et du sud du littoral pourraient avoir dépassé les seuils de rétablissement recommandés.

Biologie

Le Guillemot marbré, comme la plupart des oiseaux de mer, pond un seul œuf par couvée. L'espèce présente un faible taux de recrutement de juvéniles (souvent moins de 0,3 oisillon prenant son envol par couple par saison), mais un taux de survie des adultes élevé (entre 0,83 et 0,93 par année). Les modèles démographiques indiquent que la population serait très sensible aux changements dans la survie des adultes, mais, dans les conditions actuelles – perte d'habitat de nidification, taux de prédation des nids élevé et rareté occasionnelle des proies en mer, il semble que le recrutement des juvéniles soit le principal moteur des tendances de la population.

Tailles et tendances des populations

La population totale de Guillemots marbrés adultes en Colombie-Britannique se situe environ entre 54 450 et 94 200 individus (médiane : 74 325).

Aucun relevé ne permet de réaliser une bonne évaluation des tendances des populations au cours des trois dernières générations (trente ans). Les relevés suivants fournissent un mélange d'estimations directes et indirectes des tendances des populations, mais les données historiques et la couverture spatiale sont limitées, et chaque méthode de relevé ne couvre qu'une partie de la période de trente ans :

- Des relevés réalisés par radar entre 1996 et 2010 indiquent une tendance positive non significative de la population de 2 % par année dans les six régions de conservation du Guillemot marbré, ce qui indique que la population serait stable dans la région d'étude globale. Les tendances des populations étaient semblables entre les régions, sauf pour la côte est de l'île de Vancouver, où la tendance était plus variable et présentait une plus forte probabilité d'être négative ($P_{\text{nég}} = 0,72$).

- De relevés par bateau réalisés à répétition en mer indiquent un déclin supérieur à 1 % par année (pour les relevés les plus approfondis : 11 % par année (de 1991 à 2009) à la baie Laskeek (Haida Gwaii); 6 % par année (de 1994 à 2006) au large du sentier de la Côte-Ouest; de 6 à 9 % par année (de 1991 à 2006) dans la baie Barkley), mais il semble que les tendances se soient stabilisées depuis 1999.
- Le nombre d'individus est fortement corrélé à la superficie d'habitat de nidification disponible; c'est pourquoi les pertes d'habitat de 22 % observées au cours des 30 dernières années laissent croire à des baisses similaires de l'effectif.
- L'analyse de 26 cercles des Recensements des oiseaux de Noël (CBC pour Christmas Bird Count) en Colombie-Britannique indique des déclins marqués à neuf sites, une augmentation significative à un site et aucune tendance aux autres sites.
- L'analyse des relevés par bateau et des CBC dans la mer de Salish (à la frontière entre la Colombie-Britannique et l'État de Washington) indique une baisse de l'effectif du Guillemot marbré entre 1978 et 2008 de l'ordre de 71 et 69 %, respectivement.

Menaces et facteurs limitatifs

La perte d'habitat de nidification causée par l'exploitation forestière dans les forêts anciennes demeure la plus grande menace pour le Guillemot marbré. La fragmentation des autres zones forestières, quant à elle, risque probablement d'accroître l'exposition de l'espèce aux prédateurs des nids, qui préfèrent les bordures des forêts, ainsi que d'entraîner des changements dans les conditions microclimatiques qui pourraient toucher les tapis de mousse utilisés comme sites de nidification. Le succès de reproduction et les tendances des populations sont aussi touchés par les conditions océaniques. Un faible taux de recrutement de juvéniles a été relevé au cours des années El Niño ou dans les cas de faible remontée d'eau à la côte. À mesure que l'océan se réchauffe, la compétition accrue avec les stocks de maquereaux et d'encornets géants, au sud, pourrait aussi constituer une menace pour le Guillemot marbré. En effet, ces espèces piscivores pourraient réduire le stock de proies disponibles. Les autres menaces actuelles ou futures comprennent : les déversements d'hydrocarbures et de contaminants chimiques en mer; l'emmêlement dans les filets maillants; l'éviction par les installations aquacoles; la perturbation causée par la circulation des bateaux (particulièrement les embarcations de plaisance); la prolifération des algues; la construction de centrales hydroélectriques au fil de l'eau et des lignes de transport d'énergie associées.

Protection, statuts et classements

Le Guillemot marbré figure comme espèce menacée d'extinction sur la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). L'espèce a été désignée menacée pour la première fois par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) en 1990, et elle figure à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). À l'échelle provinciale, le Guillemot marbré figure sur la « liste bleue » et est désigné « espèce identifiée » aux termes de la *Forest and Range Protection Act* de la Colombie-Britannique. Le Guillemot marbré figure dans la première de six catégories de priorités établies dans le nouveau cadre de conservation (Conservation Framework) utilisé pour évaluer les priorités en matière de conservation en Colombie-Britannique.

En juin 2011, une protection a été établie sur quelque 681 785 hectares d'habitat de nidification potentiel (34,4 % de l'habitat disponible) situés entre 0 et 50 km de la mer dans le cadre d'un éventail de statuts légaux et de plans de gestion des terres. La proportion dans la zone la plus utilisée – de 0 à 30 km de la mer – était semblable (631 814 hectares; 34,6 % de l'habitat disponible). La partie protégée dans chaque région de conservation variait (zone de 0 à 50 km de la mer) comme suit : portion nord de la côte : 30 %; Haida Gwaii : 67 %; portion centrale de la côte : 30 %; portion sud de la côte : 26 %; ouest et nord de l'île de Vancouver : 34 %; est de l'île de Vancouver : 23 %.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Brachyramphus marmoratus
Guillemot marbré Marbled Murrelet
Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Colombie-Britannique/océan Pacifique

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquer si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2008] est utilisée) De 6,9 à 12,8 ans d'après le calcul de la table de survie. Une moyenne de travail de 10 ans a été proposée (Burger, 2002).	10 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé] du nombre total d'individus matures? La couverture spatiale et temporelle est incomplète, mais la plupart des relevés en mer indiquent d'importants déclins à long terme. Cependant, des données provenant de relevés par radar et de dénombrements en mer plus récents n'indiquent aucune tendance significative depuis la fin des années 1990.	Inconnu. La population présente d'importants déclins à long terme, et la perte d'habitat se poursuit, particulièrement dans les régions du sud de l'aire de répartition canadienne. Certains signes indiquent une stabilité au cours des dix dernières années.
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant [deux générations]	Inconnu
Pourcentage [inféré] de [la réduction] du nombre total d'individus matures au cours des [trois dernières générations] Fondé sur une perte de l'habitat de nidification estimée à 22 % pour les 30 dernières années (Long *et al.*, 2011), ou 3 générations, et des données à différentes échelles spatiales indiquant que l'abondance du Guillemot marbré est grandement corrélée à la superficie d'habitat de nidification disponible (Burger et Waterhouse, 2009).	22 %
Pourcentage [présumé] de [la réduction] du nombre total d'individus matures au cours des [trois prochaines générations]	Probable, en raison de la perte continue d'habitat et d'autres menaces
Pourcentage [inféré] de [la réduction] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [trois générations] couvrant une période antérieure et ultérieure	Le pourcentage inféré dépasse 30 % d'après les taux passés de perte d'habitat et les menaces futures.
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? L'exploitation forestière dans l'habitat de nidification se poursuit, mais à un rythme moins élevé qu'au cours de la période des années 1970 au milieu des années 1990. Les effets néfastes de la fragmentation des forêts ont été documentés, mais les répercussions démographiques sont difficiles à prévoir. Les facteurs qui touchent le Guillemot marbré en mer sont peu connus, et les tendances futures sont difficiles à prévoir. Cependant, il est probable que le changement climatique ait surtout un impact négatif sur l'espèce en mer. Les conséquences probables de bon nombre de menaces n'ont pas été quantifiées (aquaculture, centrales au fil de l'eau, lignes de	Non

transport d'énergie, etc.)	
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? Les recensements effectués en mer et par radar indiquent des fluctuations annuelles, mais celles-ci ont généralement une valeur moyenne inférieure à 20 %.	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence Fondée sur le modèle d'adéquation de l'habitat du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.	284 000 km²
Indice de la zone d'occupation (IZO) [Fournissez toujours une valeur selon la grille de 2 x 2; d'autres valeurs peuvent également être inscrites si elles sont clairement indiquées (p. ex. grille de 1 x 1, zone d'occupation biologique)] Fondé sur une grille de 2 km x 2 km appliquée à l'habitat de nidification propice à l'espèce.	112 400 km²
La population totale est-elle très fragmentée? Des zones où le Guillemot marbré ne se reproduit pas ont été relevées le long de la côte (particulièrement dans l'est de l'île de Vancouver et dans le sud de la côte continentale), mais l'occurrence de l'espèce semble plutôt continue ailleurs, bien que la majeure partie de la côte n'ait pas encore été adéquatement examinée au cours de la saison de reproduction.	Non
Nombre de « localités1 » Le Guillemot marbré se reproduit dans des centaines de bassins versants et s'alimente dans la majeure partie de la région littorale de la Colombie-Britannique.	Inconnu, mais supérieur à 10
Y a-t-il un déclin continu [inféré] de la zone d'occurrence? En Colombie-Britannique, il semble se produire des disparitions des populations nicheuses locales dans certaines parties de l'est de l'île de Vancouver et dans le sud de la côte continentale, aux environs de Vancouver.	Oui
Y a-t-il un déclin continu [inféré] de l'indice de la zone d'occupation? La perte d'habitat de nidification se poursuit (voir Menaces), et l'espèce ne semble plus nicher dans bon nombre de régions de l'est de l'île de Vancouver et du sud de la côte continentale. Ces déclins ne sont toutefois pas cartographiés à l'échelle spatiale.	Oui
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	S.O.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités?	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu [observé] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? On estime que l'habitat de nidification a diminué de 22 % (Long *et al.*, 2011; présent texte) entre 1978 et 2008 (3 générations). La perte d'habitat devrait être moindre à l'avenir en raison de la réduction de la possibilité annuelle de coupe dans les forêts anciennes, mais elle se poursuit. La qualité de l'habitat est vraisemblablement réduite par la fragmentation des forêts, qui favorise les effets de bordure (principalement une prédation accrue des nids et le développement possible de micromilieux défavorables dans les bordures).	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations? La population entière de la Colombie-Britannique est considérée comme une seule et même population.	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités2?	Non

[1] Voir la définition de « localité ».

Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Le tableau 10 indique la population dans chaque région de conservation. Il n'y a pas de populations distinctes en Colombie-Britannique.	**N^{bre} d'individus matures**
Plage des estimations (on présume que 75 % des individus sont des adultes matures)	54 450 à 94 200
Médiane	74 325

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans]. Les prévisions de la viabilité de la population sont fondées sur des simulations de modèle utilisant des hypothèses réalistes de valeurs démographiques et des mesures de gestion des forêts (Steventon *et al.*, 2006). Cette simulation a indiqué une probabilité de disparition inférieure à 10 % à l'intérieur de 100 à 500 ans avec une population comptant 12 000 couples nicheurs (environ 36 000 individus) ou plus à l'échelle de la côte. L'estimation actuelle de la population se situe entre 72 600 et 125 600 individus. Il y a un risque accru de disparition pour les populations locales qui comptent moins de 5 000 couples. Voir le texte pour obtenir davantage de renseignements et les mises en garde concernant ces résultats.	Moins de 10 % à l'intérieur de 100 à 500 ans pour la population entière de la Colombie-Britannique

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats) – voir le tableau 13

Menaces connues :

- Perte d'habitat de nidification causée par l'exploitation forestière et la construction de routes dans les forêts anciennes.
- Répercussions néfastes (surtout l'accroissement de la prédation des nids) associées à la fragmentation des forêts.
- Emmêlement dans les engins de pêche (surtout les filets maillants de pêche au saumon) – il s'agit d'un problème courant, mais probablement moins fréquent qu'il y a 20 ans.
- Déversements d'hydrocarbures – les déversements chroniques de faible volume entraînent probablement la mort d'un petit nombre d'individus, mais il y a aussi un risque de déversement catastrophique (p. ex. Exxon Valdez), qui pourrait en tuer des dizaines de milliers.
- Contaminants dans les eaux côtières – ce problème est peu documenté pour le Guillemot marbré, mais il s'agit d'une menace connue pour d'autres piscivores qui vivent dans ces eaux.
- Perturbation causée par la circulation des bateaux (particulièrement les embarcations de plaisance) – bien documentée, mais les répercussions à long terme dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce sont inconnues.
- Éviction et perturbation causées par l'aquaculture (installations piscicoles et conchylicoles) – ce problème est connu et semble s'amplifier dans certaines zones localisées.

Menaces futures probables :

- Éviction et mortalité par collision causées par les éoliennes en mer et dans les zones côtières ainsi que par la mise en place des lignes de transport d'énergie associées dans l'habitat de nidification.
- Perte d'habitat de nidification et mortalité par collision causées par la construction de centrales hydroélectriques au fil de l'eau et des lignes de transport associées.
- Changements des stocks de proies causés par le réchauffement planétaire et les changements des régimes décennaux.

Menaces possibles :

- Réduction des stocks de proies en raison de la pêche commerciale des poissons se rassemblant en bancs ou des Euphausiacés.

[2]Voir la définition de « localité ».

• Rejet de biotoxines et d'agents de surface par la prolifération des algues marines. • Accroissement de la prédation des nids causée par l'augmentation des populations de Corvidés associées aux habitations humaines et aux sites récréatifs. • Éviction potentielle du Guillemot marbré dans certaines zones côtières peu profondes par des projets de production d'énergie marémotrice proposés en Colombie-Britannique.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur Le nombre d'individus se reproduisant dans les États de Washington, de l'Oregon et de la Californie a chuté de 4,3 % par année entre 2001 et 2008 (7,9 % par année dans la zone 1, qui borde la Colombie-Britannique). La population de l'Alaska a connu une baisse de 5,4 à 12,7 % par année depuis les années 1990.	Déclins significatifs passés et actuels dans les États voisins (Alaska et État de Washington)
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? L'habitat de nidification est en déclin en Colombie-Britannique, et les populations reproductrices sont corrélées de manière linéaire avec les zones d'habitat, ce qui laisse croire qu'il y a peu d'habitat de nidification non utilisé.	Non
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle? Le déplacement de l'espèce au-delà de la frontière de l'État de Washington a été documenté, et il est probable qu'il se produise aussi à la frontière de l'Alaska, mais les populations dans ces États connaissent d'importants déclins.	Non

Statut existant

COSEPAC : espèce menacée (2000)

Statut recommandé et justification de la désignation

Statut recommandé :	**Code alphanumérique :**
Espèce menacée	A4c
Justification de la désignation : ce petit oiseau de mer dépend largement des forêts anciennes des régions côtières de la Colombie-Britannique pour la nidification. La perte d'habitat a été estimée à plus de 20 % au cours des trois dernières générations. Les menaces futures pour l'espèce, soit la perte d'habitat continue combinée à l'augmentation des menaces associées aux voies de navigation proposées au cœur de l'aire de répartition de l'espèce, à la fragmentation accrue de l'habitat causée par divers projets d'aménagement récemment mis en chantier ou planifiés, à la pêche accessoire et à l'état changeant de la mer, ont mené à un déclin prévu supérieur à 30 % au cours des trois prochaines générations.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond au critère de la catégorie « menacée » A4c. Les déclins inférés de la population sont fondés sur un déclin continu de 30 % ou plus causé par la perte d'habitat en raison de l'exploitation forestière, combiné aux pertes causées par la dégradation de l'environnement marin, l'augmentation des risques de déversements d'hydrocarbures, la fragmentation des forêts, le développement industriel accru et la pêche accessoire.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. La zone d'occurrence est supérieure à 20 000 km², et l'IZO est supérieur à 2 000 km².
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère. La population compte plus de 10 000 individus matures.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère. La population compte plus de 10 000 individus matures, et l'IZO est supérieur à 20 km².
Critère E (analyse quantitative) : Ne correspond pas au critère. La simulation indique une probabilité de disparition inférieure à 10 % dans 100 à 500 ans.

PRÉFACE

Il s'agit du troisième rapport de situation sur le Guillemot marbré produit pour le COSEPAC, après ceux de Rodway (1990) et de Hull (1999). Depuis le dernier rapport de situation, beaucoup de travaux de recherche ont été effectués sur l'espèce, et ils ont été résumés par Burger (2002), Lank *et al.* (2003), McShane *et al.* (2004), Piatt *et al.* (2007) et le Fish and Wildlife Service des États-Unis (2009). Plus particulièrement, de nouvelles études majeures ont été réalisées sur la génétique des populations (Piatt *et al.*, 2007), la démographie (Cam *et al.*, 2003), la taille et les tendances des populations (Piatt *et al.*, 2007) et la prédation des nids associée à la fragmentation des forêts (voir par exemple Malt et Lank [2009]). La vie en mer du Guillemot marbré demeure peu examinée, mais des études récentes réalisées au moyen d'isotopes stables (voir par exemple Norris *et al.* [2007]; Gutowsky *et al.* [2009]) ainsi que des dénombrements en mer et des études comportementales (voir par exemple Peery *et al.* [2004a]; Ronconi [2008]), indiquent que les conditions de l'environnement marin, par l'intermédiaire des stocks de proies, agissent sur le recrutement et, donc, probablement sur l'effectif de l'espèce.

Les méthodes d'identification et de cartographie de l'habitat de nidification forestier se sont grandement améliorées au cours de la dernière décennie. Bien que des problèmes et des incertitudes demeurent liés aux algorithmes et à la cartographie SIG de l'habitat, nous disposons désormais d'une estimation raisonnable de la superficie restante de l'habitat forestier potentiel et de la façon dont le Guillemot marbré est susceptible d'utiliser cet habitat dans l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. Ces méthodes ont permis de réaliser des analyses approfondies de l'étendue (Mather *et al.*, 2010) et des tendances (Long *et al.*, 2011) de l'habitat de nidification forestier, qui constituent des déterminants importants de la taille de la population.

La mise au point du radar comme outil d'inventaire du Guillemot marbré dans les années 1990 et 2000 a permis d'obtenir de meilleures estimations de la taille de la population de la Colombie-Britannique. Cependant, de grandes parties importantes de l'aire de répartition de l'espèce n'ont pas été visées par les méthodes de recensement, et les estimations de la population totale demeurent grossières.

D'après les estimations améliorées de la population fondées sur les dénombrements par radar, qui indiquent une population plus grande que ce qui avait été estimé en 1990, le Guillemot marbré en Colombie-Britannique est passé de la liste rouge à la liste bleue en 2010. La désignation provinciale de la population nicheuse est quant à elle passée de S2B (en péril à l'échelle subnationale) à S3B (vulnérable), mais la désignation de la population non nicheuse est passée de S4N (non apparemment en péril) à S3N (vulnérable).

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2012)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Guillemot marbré

Brachyramphus marmoratus

au Canada

2012

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 6
Nom et classification 6
Description morphologique 6
Structure spatiale et variabilité des populations 6
Unités désignables 8
Importance de l'espèce 9
Connaissances traditionnelles autochtones et importance pour les Premières nations 10
RÉPARTITION 11
Aire de répartition mondiale 11
Aire de répartition au Canada 12
Activités de recherche 14
HABITAT (1) – HABITAT D'ALIMENTATION MARIN 14
Besoins en matière d'habitat marin 14
Tendances de l'habitat marin 15
HABITAT (2) – HABITAT DE NIDIFICATION INTÉRIEUR 16
Besoins en matière d'habitat de nidification 16
Disponibilité de l'habitat de nidification 18
Tendances en matière d'habitat de nidification 23
Effets de la fragmentation de l'habitat sur les populations 29
Effets actuels et futurs des changements climatiques sur l'habitat de nidification 30
BIOLOGIE 31
Cycle vital, reproduction et démographie 31
Régime alimentaire 33
Déplacements et dispersion 33
Interactions interspécifiques (prédation) 34
Interactions interspécifiques (compétition) 35
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 35
Activités et méthodes d'échantillonnage 35
Abondance 39
Fluctuations et tendances 40
Tendances dans les États voisins 51
Conclusions sur les tendances de la population en Colombie-Britannique 52
Immigration de source externe 54
MODÈLES DE VIABILITÉ DES POPULATIONS 54
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 55
Perte de l'habitat de nidification 57
Augmentation des populations de prédateurs 57
Fragmentation des forêts et prédation des nids 57
Déversements d'hydrocarbures et autre pollution marine 58
Interactions avec les pêches 58
Aquaculture 59
Perturbations par les bateaux 60
Développement énergétique et lignes électriques 60

Changements climatiques 61
Maladies et biotoxines 62
Évaluation globale des menaces 62
PROTECTION, STATUTS ET CLASSIFICATIONS 63
Protection et statuts légaux 63
Statuts et classifications non prévus par la loi 66
Protection et propriété de l'habitat 67
Superficies d'habitat de nidification protégées 67
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 68
SOURCES D'INFORMATION 69
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT 86
COLLECTIONS EXAMINÉES 86

Liste des figures

Figure 1. Aire de répartition mondiale du Guillemot marbré; la répartition dans les zones marines et terrestres est indiquée séparément (de Piatt *et al.*, 2007, reproduction autorisée). 7

Figure 2. Carte des sept régions de conservation reconnues par l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré en Colombie-Britannique. Le nombre d'individus nichant dans la région de la frontière de l'Alaska serait faible (voir le texte); c'est pourquoi des estimations de la population et de l'habitat n'ont été réalisées que pour les six autres régions. 13

Figure 3. Répartition de l'habitat de nidification propice au Guillemot marbré en Colombie-Britannique fondée sur la cartographie du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (modèle MECB; voir le texte pour plus de précisions). Les superficies d'habitat protégées superposées à cette carte sont expliquées au tableau 4. Carte de Linda Sinclair et Monica Mather, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Nanaimo (Colombie-Britannique). 22

Figure 4. Changements dans le volume de bois coupé dans les régions côtières de la Colombie-Britannique. Le graphique du haut indique le changement du volume récolté total estimé entre 1977 et 2010. Le graphique du bas montre les précisions relatives à la possibilité annuelle de coupe (PAC) sur les terres de la Couronne (les valeurs de 2011 à 2015 indiquées par les lignes tiretées sont des prévisions estimées) et les volumes réels coupés sur les terres de la Couronne et privées. Données de Les Kiss (Coast Forest Products Association, Vancouver [Colombie-Britannique]) et de Statistique Canada (statistiques forestières canadiennes). La proportion de ces volumes de bois coupé susceptible d'avoir constitué l'habitat de nidification propice du Guillemot marbré est inconnue. 24

Figure 5. Tendances de la densité du Guillemot marbré issues de relevés par bateau effectués en mer à huit sites, en Colombie-Britannique (de Burger *et al.* [2007a]). Les résultats statistiques extraits de ces données sont résumés au tableau 9. Les moyennes ± erreur-type sont indiquées, ainsi que la taille de l'échantillon (nombre de jours du relevé). Les lignes de tendances sont fournies pour les tendances significatives sur le plan statistique (tableau 9). Voir Burger *et al.* (2007a) pour la carte des sites de relevé et les précisions concernant l'analyse des tendances au moyen des données de dénombrement transformées en logarithmes. 42

Figure 6. Densités moyennes du Guillemot marbré (oiseaux par km de transect) pour les relevés effectués en bateau dans la baie Laskeek (Haida Gwaii), en mai et juin, de 1991 à 2009. Données fournies par la Laskeek Bay Conservation Society et A.J. Gaston (Ph.D.) (Environnement Canada). Pour plus de précisions sur les relevés, voir Burger *et al.* (2007a). 44

Figure 7. Stations de surveillance radar à long terme (n = 62) d'Environnement Canada dans les six régions de conservation du Guillemot marbré définies par l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré du Canada (CMMRT, 2003). Les noms de certaines stations à Haida Gwaii et dans l'ouest de l'île de Vancouver sont cachés dans la projection cartographique. 45

Figure 8. Tendances temporelles dans le nombre de Guillemots marbrés détectés aux stations radars réparties dans six régions de conservation de Colombie-Britannique, de 1996 à 2010. Les lignes épaisses indiquent les moyennes prédites selon le meilleur modèle des tendances, avec des intervalles de confiance à 95 % qui illustrent la variation interrégionale entre les stations (lignes minces). Les covariables ont été établies aux valeurs médianes (inclinaison = 10,65; jour de l'année = 176). 49

Liste des tableaux

Tableau 1. Estimations récentes des populations de Guillemot marbré de tous les groupes d'âge (nombres arrondis). 9

Tableau 2. Principales caractéristiques du microhabitat propice aux sites de nidification du Guillemot marbré en Colombie-Britannique (voir aussi Hamer et Nelson [1995]; Nelson [1997]; Burger [2002]). 17

Tableau 3. Caractéristiques de l'habitat de nidification du Guillemot marbré à évaluer pour la sélection de parcelles d'habitat à l'échelle des peuplements et du paysage (CMMRT, 2003; modifié pour l'ébauche du Programme de rétablissement du Guillemot marbré [2009]). 17

Tableau 4. Superficies d'habitat de nidification du Guillemot marbré et d'habitat actuellement protégé (% entre parenthèses) obtenues par l'application du modèle MECB (Mather *et al.*, 2010) dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique (mise à jour de juin 2011). 20

Tableau 5. Comparaison de deux estimations récentes des superficies d'habitat propice à la nidification du Guillemot marbré en Colombie-Britannique. . 21

Tableau 6. Changements dans la superficie (ha) et le pourcentage d'habitat de nidification forestier sur 30 ans (de 1978 à 2008) dans chacune des six régions de conservation estimés au moyen de trois modèles de l'habitat de nidification (données de Long *et al.* [2011]). 26
Tableau 7. Pertes d'habitat estimées sur l'île de Vancouver entre 2002 et 2011. 28
Tableau 8. Résumé des paramètres démographiques du Guillemot marbré d'après les études réalisées en Colombie-Britannique. 32
Tableau 9. Résumé des tendances des populations issues d'études réalisées en Colombie-Britannique au cours de la période de 30 ans se terminant en 2009. 36
Tableau 10. Estimations récentes de la population du Guillemot marbré (nombre d'individus) en Colombie-Britannique. Les deux estimations montrées dans le tableau sont fondées sur des extrapolations issues de relevés en mer et de dénombrements par radar, car aucune méthode ne couvre à elle seule la totalité de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique. Les nombres indiqués sont pour les individus de tous âges; environ 75 % de ceux-ci peuvent être considérés comme des adultes matures (voir le tableau 8). 40
Tableau 11. Estimations des paramètres du modèle illustrant les tendances temporelles relatives au nombre de Guillemots marbrés détectés aux stations radars réparties sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. 48
Tableau 12. Estimations des tendances régionales fondées sur un modèle illustrant les tendances temporelles relatives au nombre de Guillemots marbrés détectés aux stations radars réparties sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. 48
Tableau 13. Menaces connues, probables et hypothétiques pesant sur les populations de Guillemot marbré en Colombie-Britannique. Voir l'annexe 2 pour l'application de ces menaces dans l'évaluation de la situation du Guillemot marbré. 56
Tableau 14. Changements dans le nombre et la superficie des concessions des installations conchylicoles et aquacoles dans les eaux abritées de Colombie-Britannique. 60

Liste des annexes

Annexe 1. Analyse des données des Recensements des oiseaux de Noël concernant le Guillemot marbré en Colombie-Britannique 87
Annexe 2. Tableau des menaces modifié de l'UICN/NatureServe appliqué au Guillemot marbré 92

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

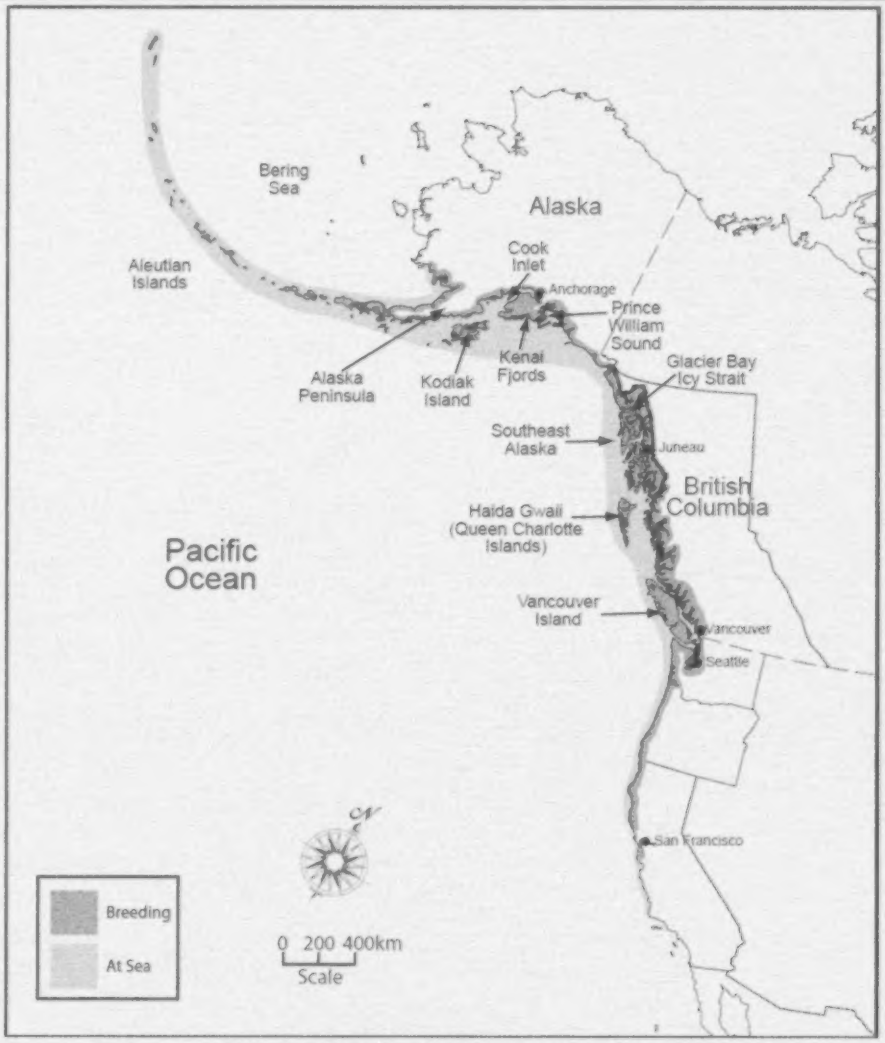
Guillemot marbré, *Brachyramphus marmoratus*; Marbled murrelet (AOU, 2009). Ordre : Charadriiformes; famille des Alcidés.

Description morphologique

Le Guillemot marbré est un petit oiseau de mer trapu qui, comme tous les Alcidés, s'alimente en faisant des plongeons dirigés dans l'eau (Nelson, 1997). Son corps est adapté à cette méthode d'alimentation et présente des ailes relativement courtes, de forts pectoraux et un plumage dense. Sa charge alaire est donc élevée (Kaiser, 2007), et il n'est pas très habile quand il vole à travers le couvert forestier. À cet égard, le Guillemot marbré a besoin d'ouvertures dans le couvert pour accéder aux sites de nidification, et il doit nicher haut dans les arbres afin de pouvoir se poser au nid en décrochage et en repartir en se laissant tomber pour prendre son envol. Son plumage nuptial est brun foncé tacheté de cannelle et de gris, ce qui l'aide à se camoufler dans les sites de nidification; en hiver, son plumage est gris foncé ou noir sur le haut de la poitrine, et il présente du blanc sur le bas de la poitrine et le ventre ainsi que des scapulaires blanches caractéristiques et un collier blanc de chaque côté du cou.

Structure spatiale et variabilité des populations

L'examen le plus récent et approfondi de la génétique des populations du Guillemot marbré impliquait l'analyse des introns (fragments d'ADN qui interrompent les régions codantes des gènes structurels et qui ne sont pas traduits dans les protéines) et des microsatellites nucléaires (séquences répétées en tandem de petites sections d'ADN) (Piatt *et al.*, 2007). Dans le cadre de cette étude, l'ADN de 282 individus nicheurs connus ou probables a été recueilli sur 12 sites répartis à l'intérieur de l'aire de répartition géographique de l'espèce (des îles Aléoutiennes extérieures au centre de la Californie; voir la figure 1). Trente individus ont été recueillis sur un même site, en Colombie-Britannique (baie Desolation). Les résultats n'ont montré aucun signe de consanguinité ou de faible variation génétique, et ce, à aucun des sites d'échantillonnage (par exemple, il y avait peu de valeurs significatives associées au coefficient de consanguinité de Wright [F_{IS}] pour les 23 loci dans l'ensemble des 12 sites, et aucune de ces valeurs n'a été relevée dans les échantillons provenant de la Colombie-Britannique). Les estimations de la distance génétique (F_{ST} ou Φ_{ST} de Wright) pour les introns et les microsatellites (traités séparément ou de manière combinée) ont indiqué une structure génétique faible, mais significative (la valeur moyenne de F_{ST} ou Φ_{ST} était 0,022 ± 0,002 [erreur-type]; valeur maximale de 0,047 pour l'ensemble des loci). Ce résultat correspond à ceux des analyses précédentes, qui ont indiqué une valeur globale de F_{ST} ou Φ_{ST} se situant entre 0,05 et 0,09, d'après l'analyse des allozymes, de l'ADNmt, des introns et/ou des microsatellites (Friesen *et al.*, 1996, 2005; Congdon *et al.*, 2000). La richesse allélique, l'hétérozygotie observée et le F_{IS} ne différaient pas grandement entre les sites (analyses de variance, toutes les valeurs de $P > 0,10$; Piatt *et al.* [2007]).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Bering Sea = Mer de Béring
Aleutian Islands = Îles Aléoutiennes
Cook Inlet = Inlet Cook
Prince William Sound = Golfe du Prince William
Alaska Peninsula = Péninsule de l'Alaska
Kodiak Island = Île Kodiak
Kenai Fjords = Fjords Kenai
Glacier Bay Icy Strait = Baie Glacier/détroit Icy
Southeast Alaska = Sud-est de l'Alaska
Pacific Ocean = Océan Pacifique
Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands) = Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte)
British Columbia = Colombie-Britannique
Vancouver Island = Île de Vancouver
Breeding = Aire de nidification
At Sea = Aire de répartition en mer
Scale = Échelle
km = km

Figure 1. Aire de répartition mondiale du Guillemot marbré; la répartition dans les zones marines et terrestres est indiquée séparément (de Piatt *et al.*, 2007, reproduction autorisée).

La structure génétique décrite par Piatt *et al.* (2007) a révélé trois populations génétiques probables, dont deux sont associées à des lieux géographiques distincts à chacune des extrémités de l'aire de répartition de l'espèce (une dans les îles Aléoutiennes extérieures et l'autre dans le centre de la Californie). Les individus restants, soit dans l'est des îles Aléoutiennes, dans la partie continentale de l'Alaska, en Colombie-Britannique, dans l'État de Washington, en Oregon et dans le nord de la Californie, ne différaient pas sur le plan génétique, et la plupart présentaient des mélanges d'haplotypes. Par conséquent, un flux génétique semblait avoir lieu entre les sites de la région centrale, et une seule population génétique a été définie entre l'île d'Unalaska (dans l'est des îles Aléoutiennes) et le nord de la Californie. La structure génétique des populations, pour le Guillemot marbré, ne semble pas être issue de la fragmentation historique (par exemple, durant la glaciation pléistocène), mais plutôt de la dérive génétique et de la sélection locale *in situ* à la suite de l'expansion de l'aire de répartition de l'espèce après la glaciation. Une étude précédente (Pitocchelli *et al.*, 1995) n'a pas établi de différence génétique dans l'ADNmt entre les individus qui nichaient dans les arbres et ceux qui nichaient sur le sol en Alaska.

Une étude indépendante réalisée par Peery *et al.* (2009a) n'a révélé aucune valeur de F_{ST} par paire significative sur le plan statistique permettant la réalisation de comparaisons avec le centre de l'aire de répartition ($F_{ST} < 0,0068$), mais cette étude a confirmé le caractère distinct de la population du centre de la Californie sur le plan génétique. Elle a aussi permis d'établir que cette population, petite et isolée, avait subi de plus importantes baisses de richesse allélique (baisse de 6,9 % dans l'ensemble des loci) que la population centrale, plus grande et continue (4,5 %).

Les données génétiques concordent avec l'absence de disjonction majeure des populations à l'intérieur de l'aire de nidification centrale de l'espèce, qui s'étend de l'Alaska au nord de la Californie. Il n'y a donc pas d'indications d'un isolement génétique ou d'une population distincte sur le plan génétique en Colombie-Britannique. D'après les données génétiques disponibles, les individus qui nichent dans la province appartiennent au stock génétique central, dont les membres sont très nombreux et largement répandus sur le plan géographique. Aucun examen de la variation génétique n'a été réalisé entre les individus qui nichent en Colombie-Britannique, et les échantillons utilisés par Piatt *et al.* (2007) et dans le cadre d'analyses précédentes proviennent tous d'une même localité, soit la baie Desolation. Compte tenu du flux génétique élevé, on ne s'attend à trouver aucune différence génétique significative dans la province.

Unités désignables

Aucune sous-espèce ni race distincte n'est reconnue en Colombie-Britannique. D'après les analyses génétiques (voir plus haut), le flux génétique serait considérable dans l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique et dans les États voisins. Par conséquent, le présent rapport ne tient compte que d'une seule unité désignable pour cette espèce.

Importance de l'espèce

La Colombie-Britannique abrite quelque 26 % de la population reproductrice mondiale estimée de cette espèce (tableau 1).

Tableau 1. Estimations récentes des populations de Guillemot marbré de tous les groupes d'âge (nombres arrondis).

Région	Nombre d'individus estimé	Plage probable de l'estimation[1]	Source
Alaska	271 000[2]	Non disponible	Piatt *et al.* (2007)
Colombie-Britannique	99 100	72 600 à 125 600	Bertram *et al.* (2007); voir le tableau 10.
État de Washington, Oregon et Californie	17 791	14 631 à 20 952	Falxa *et al.* (2009)
Total	388 000		

[1] La plage pour la Colombie-Britannique est une estimation de l'effectif minimum et de l'effectif maximum probables tirée de Bertram *et al.* (2007); la plage pour les États américains (sauf pour l'Alaska) est l'intervalle de confiance à 95 % fondé sur la modélisation au moyen de densités observées en mer (Falxa *et al.*, 2009).

[2] Les estimations de la population de l'Alaska varient considérablement et sont toutes fondées sur des extrapolations issues de relevés couvrant uniquement une petite partie de cette grande région. L'estimation fournie est basée sur une évaluation récente de la situation de l'espèce (Piatt *et al.*, 2007), et a été obtenue par l'application des taux de déclin régionaux (de -3,7 % à -12,2 % par année) à une estimation originale de 940 000 individus (intervalle de confiance à 95 %, entre 655 000 et 1 236 000 individus environ) datant de 1990. Les autres estimations pour l'Alaska se situent dans une plage de quelques centaines de milliers d'individus, soit entre 280 000 (Piatt et Naslund, 1995) et 655 000 à 1 062 000 individus (Agler *et al.*, 1998).

Comme la Chouette tachetée (*Strix occidentalis*), le Guillemot marbré est une espèce parapluie ou un indicateur de l'état des forêts anciennes côtières en Colombie-Britannique. Les forêts anciennes protégées à titre d'habitat de nidification du Guillemot marbré abritent aussi bon nombre d'espèces dépendantes de ce type de milieu, particulièrement des invertébrés. Comme l'habitat de nidification en Colombie-Britannique contient souvent le bois le plus précieux pour l'industrie forestière, la protection et la gestion de cet habitat entraînent d'importantes répercussions socioéconomiques.

Le Guillemot marbré fait partie des cinq espèces focales utilisées dans la gestion écosystémique (GE) pour la planification de l'utilisation des terres dans les régions du nord et du centre du littoral (Horn *et al.*, 2009). À Haida Gwaii, le Guillemot marbré a été choisi dans le cadre du plan d'utilisation des terres comme indicateur « fin » de la biodiversité, en partie parce qu'il est désigné comme espèce menacée en raison de la perte d'habitat causée par l'exploitation forestière (British Columbia Government, 2007; Gowgaia Institute, 2007). Le Guillemot marbré est aussi l'une des principales espèces surveillées à titre d'indicateurs de la santé des écosystèmes dans le parc national du Canada Pacific Rim et les alentours (Agence Parcs Canada, 2008a, b).

Connaissances traditionnelles autochtones et importance pour les Premières nations

Même si les oiseaux de mer faisaient partie du régime alimentaire traditionnel de la plupart des peuples des Premières nations de la côte de la Colombie-Britannique, les espèces les plus importantes étaient celles qui nichaient en colonies et qui étaient régulièrement visitées par les chasseurs (Wigen, 2005; Szpaka *et al.*, 2009). À titre de comparaison, le Guillemot marbré, dont les nids étaient essentiellement inaccessibles, ne pouvait être chassé qu'en mer. Sa petite taille et son habitude d'éviter les embarcations en ont fait une cible moins désirable que certains gros Alcidés, les goélands, les mouettes, les canards marins et les cormorans. Le Guillemot marbré était absent des vestiges archéologiques trouvés à Haida Gwaii et examinés par Wigen (2005), tandis que d'autres espèces d'oiseaux de mer ont été trouvées dans bon nombre de strates. De même, dans les vestiges Haida et Tlingit trouvés sur l'île Forrester, dans le sud-est de l'Alaska, le Guillemot marbré était le moins fréquent des 11 taxons d'oiseaux de mer observés. En effet, il ne représentait qu'une seule des 746 carcasses d'oiseaux trouvées (Moss, 2007). Des carcasses de Guillemot marbré ont été trouvées en faibles quantités dans certains sites archéologiques du sud de l'île de Vancouver, et il pourrait s'agir de cas de pêche accessoire dans des filets installés sous l'eau (R. Wigen, Université de Victoria, comm. pers., 2009).

Le Guillemot marbré figure dans la culture et dans les plans de gestion et de conservation des espèces sauvages de plusieurs peuples des Premières nations qui occupent la côte, tant dans les milieux marins que forestiers. Durant l'été, le Guillemot marbré compte parmi les oiseaux de mer les plus couramment observés dans les eaux littorales de la côte ouest de l'île de Vancouver. Par conséquent, l'espèce est connue de plusieurs peuples des Premières nations dans la région. Dix aînés Nuu-chah-nulth ont été rencontrés par Mme Barbara Beasley (Ph.D.) en 1998-1999 pour parler des espèces sauvages en péril de la baie Clayoquot (*in litt.*; 25 octobre 2009). Les aînés ont été invités à répondre à des questions concernant certaines utilisations traditionnelles, des histoires ou des légendes sur la création et les changements perceptibles au sein des populations. Le Guillemot marbré figurait sur l'une des photos montrées aux aînés. Bien que les aînés aient parlé de plusieurs autres espèces d'oiseaux qu'ils ont nommées par leur nom, le Guillemot marbré n'a pas été spécifiquement mentionné. Un des aînés a indiqué que le nombre d'oiseaux de mer avait diminué à proximité du cap Beale, à la baie Barkley, où le Guillemot marbré est habituellement l'un des oiseaux de mer les plus communs. Ce commentaire correspond aux baisses du nombre d'individus dans cette région signalées par plusieurs sources scientifiques (Burger, 2002, 2007) et par des relevés systématiques effectués par bateau par Parcs Canada depuis 1993 (voir ci-après).

Le Guillemot marbré a été inclus par les Nuu-chah-nulth parmi les espèces focales utilisées dans la gestion des ressources marines et forestières sur leurs territoires traditionnels, qui couvrent la majeure partie de la côte ouest de l'île de Vancouver. De plus, le conseil Uu-a-thluk d'Ha'wiih a compilé un manuel des espèces en péril (Beasley et Foxcroft, 2008; Uu-a-thluk, 2009). Dans aucun des deux documents il n'est fait mention de la valeur culturelle ou économique du Guillemot marbré pour les Nuu-chah-nulth. L'organisme West Coast Aquatic (anciennement le West Coast Vancouver Island Aquatic Management Board), qui représente les Premières nations dans la région, se penche sur bon nombre de questions concernant la gestion des zones marines et des bassins versants, l'extraction des ressources et les activités récréatives. Le site Web de l'organisme mentionne le Guillemot marbré à plusieurs reprises et souligne l'importance de la région pour l'espèce, ainsi que l'importance de certains parcs et bassins hydrographiques comme habitat de nidification. Le site fournit également des commentaires sur les décisions concernant le Guillemot marbré prises par le British Columbia Forest Practices Board (2010).

Le Guillemot marbré est aussi une espèce commune bien ancrée dans le savoir autochtone traditionnel dans la région côtière d'Haida Gwaii en Colombie-Britannique, mais, comme il a été mentionné précédemment, l'espèce figurait rarement dans le régime alimentaire du peuple Haida avant l'arrivée des Européens. Les renseignements culturels recueillis par M. David Ellis en 1991 ont été examinés aux fins du présent rapport par M^{me} Barbara J. Wilson Kii'iljus (gestion des ressources culturelles, réserve de parc national Gwaii Haanas). Les renseignements au dossier comprennent le nom Haida du Guillemot marbré (Ts'alangah ou Ts'aallanga) et de l'information indiquant que l'espèce vivait à l'année dans les îles et changeait de plumage en hiver. On pensait alors qu'elle nichait dans des terriers, dans les montagnes. Dans le contexte actuel, l'habitat de nidification du Guillemot marbré est présenté en détail dans l'accord stratégique d'utilisation des terres (Haida Gwaii Strategic Land Use Agreement) conclu entre la nation Haida et la province de la Colombie-Britannique (British Columbia Government, 2007).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'aire de nidification du Guillemot marbré s'étend des îles Aléoutiennes extérieures au centre de la Californie, en passant par le sud de l'Alaska (figure 1; Nelson [1997]; Piatt *et al.* [2007]). Des individus non nicheurs sont observés dans l'ensemble de l'aire de nidification ainsi qu'en mer, parfois jusqu'à des dizaines de kilomètres de la côte. L'essentiel de la population nicheuse se trouve toutefois en Alaska et en Colombie-Britannique (tableau 1).

Aire de répartition au Canada

Le Guillemot marbré peut être observé dans l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. Une population nicheuse peu connue, mais vraisemblablement petite, se trouve aussi dans la partie continentale de la Colombie-Britannique, dans la péninsule de l'Alaska – ces individus s'alimentent dans les eaux de l'Alaska, mais empruntent des cols de montagne pour nicher en Colombie-Britannique (Nelson *et al.*, 2009).

On trouve le Guillemot marbré dans les écoprovinces du Pacifique Nord-Est (en haute mer), de la côte et des montagnes et de la dépression de Géorgie de la Colombie-Britannique (Campbell *et al.*, 1990). L'habitat de nidification intérieur se trouve surtout dans la zone biogéographique côtière à pruche de l'Ouest (CWH) et, dans une moindre mesure, dans la zone côtière à douglas (CDF), plus sèche, et la zone à pruche subalpine (MH), plus élevée.

On dispose de peu de renseignements sur les changements dans l'aire de répartition géographique du Guillemot marbré en Colombie-Britannique. À l'heure actuelle, l'espèce niche rarement dans certaines parties de l'île de Vancouver et du sud de la côte continentale, où elle était raisonnablement abondante dans les années 1800 (précisions dans Burger [2002]). Une certaine partie du déclin a été clairement décelée au cours des 30 dernières années, grâce aux dénombrements réalisés dans l'inlet Burrard (nombre moyen : 66 individus en 1980-1981, 2 en 1994-1995, et 0 en 1996-1997). Des déclins non quantifiés ont aussi été relevés dans la baie Boundary (Burger *et al.*, 2007a).

À des fins de surveillance et de gestion, l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré (CMMRT, 2003) a reconnu sept régions de conservation en Colombie-Britannique (figure 2). La région de la frontière de l'Alaska a été ajoutée en 2008, quand on a découvert que 2 des 37 individus sur lesquels on avait posé un radioémetteur à Port Snettisham, au sud de Juneau (Alaska), nichaient en Colombie-Britannique (Nelson *et al.*, 2009). On pense que le nombre d'individus qui nichent dans cette région serait faible et, à ce jour, cette région n'a été incluse dans aucun dénombrement des sites d'habitat. Par conséquent, le présent rapport ne tient compte que des populations et de l'habitat des six autres régions.

Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Marbled Murrelet Conservation Regions in British Columbia = Régions de conservation du Guillemot marbré en Colombie-Britannique
Alaska Border = Frontière de l'Alaska
Northern Mainland Coast = Nord de la côte continentale
Haida Gwaii = Haida Gwaii
Central Mainland Coast = Centre de la côte continentale
Southern Mainland Coast = Sud de la côte continentale
West and North Vancouver Island = Ouest et nord de l'île de Vancouver
East Vancouver Island = Est de l'île de Vancouver
Kilometers = kilomètres

Figure 2. Carte des sept régions de conservation reconnues par l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré en Colombie-Britannique. Le nombre d'individus nichant dans la région de la frontière de l'Alaska serait faible (voir le texte); c'est pourquoi des estimations de la population et de l'habitat n'ont été réalisées que pour les six autres régions.

La zone d'occurrence du Guillemot marbré a été estimée à 284 000 km^2 au moyen du modèle d'adéquation de l'habitat du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (Mather *et al.* [2010]; voir la section Habitat de nidification intérieur), qui a permis d'estimer la superficie de l'habitat de nidification propice à l'espèce en date de 2002. L'indice de zone d'occupation (IZO), selon une grille de 2 km x 2 km superposée à l'aire de nidification propice (Mather *et al.*, 2010), est de 112 400 km^2.

Activités de recherche

Les estimations de la répartition et des populations sont issues de relevés en mer par bateau et de dénombrements par radar. Les relevés par bateau ont permis de relever les concentrations et d'estimer les populations nicheuses locales (Rodway *et al.*, 1992; Burger, 1995, 2007). La couverture spatiale est toutefois incomplète et beaucoup de régions, particulièrement dans le centre et le nord de la côte continentale, n'ont pas été systématiquement ciblées par les relevés par bateau. De même, peu de relevés en mer ont été entrepris à répétition pour relever les tendances à long terme au sein des populations locales (Burger *et al.*, 2007a). Les dénombrements par radar sont effectués à partir de stations fixes à l'embouchure des bassins versants : on compte les individus qui entrent ou qui sortent du bassin au lever ou au coucher du soleil. On a jugé que cette méthode était la plus fiable pour examiner les tendances des populations en Colombie-Britannique (Arcese *et al.*, 2005) et en Californie (Bigger *et al.*, 2006), mais les dénombrements par radar ne sont utilisés que depuis le milieu des années 1990. Ni la méthode de relevé par bateau ni la méthode radar ne fournissant une couverture complète de l'aire de répartition du Guillemot marbré en Colombie-Britannique, les données issues des deux méthodes ont été combinées pour estimer la population totale dans la province (Burger, 2007; D. Bertram, Environnement Canada, comm. pers., 2010). Les tendances des populations ont toutefois été analysées de manière indépendante pour chaque méthode (voir la section Tendances des populations).

HABITAT (1) – HABITAT D'ALIMENTATION MARIN

Besoins en matière d'habitat marin

Les caractéristiques de l'habitat marin essentielles pour le Guillemot marbré ont été examinées par Burger (2002) et Piatt *et al.* (2007), et sont brièvement résumées ici. Le Guillemot marbré tend à demeurer près de la côte : sur les rivages exposés, la plupart des individus peuvent être observés à moins de 0,5 km du rivage. Cependant, dans les eaux abritées situées dans les îles ou les inlets, ils peuvent être présents à une distance de 1 à 2 km du rivage. Ils s'alimentent généralement dans des eaux d'une profondeur inférieure à 30 m, et peuvent probablement plonger jusqu'à une profondeur de 40 m. On observe souvent le Guillemot marbré à certains points de rassemblement prévisibles, dans ses sites d'alimentations favoris. La caractérisation de l'habitat marin préféré de l'espèce s'est avérée difficile, car peu de caractéristiques communes ont été

relevées entre différentes études. Les marées, la température de la mer et la salinité ont été corrélées à l'utilisation de l'habitat dans certaines études seulement, et les résultats sont parfois contradictoires. Les résultats peuvent aussi dépendre de l'échelle : par exemple, une préférence pour une température de la mer élevée dans certaines situations, mais pour une eau froide dans d'autres cas. Les substrats infralittoraux semblent importants, particulièrement en raison des habitudes du lançon gourdeau (*Ammodytes hexapterus*), une proie importante du Guillemot marbré qui s'enterre périodiquement dans le sable ou le gravier. La modélisation à grande échelle de l'habitat marin (voir par exemple Yen *et al.* [2004]) n'a permis d'obtenir aucune prévision fiable des rassemblements du Guillemot marbré (par exemple, l'effectif et l'aire de répartition des populations bien connues du sud-ouest de l'île de Vancouver ne sont pas adéquatement représentés par le modèle; Burger *et al.* [2008]; Ronconi [2008]). La répartition en mer durant la saison de nidification dépend à la fois des caractéristiques de l'habitat marin qui agissent sur la disponibilité des proies et de la proximité de l'habitat de nidification intérieur (Meyer *et al.*, 2002; Ronconi, 2008).

Tendances de l'habitat marin

Bien que la plupart des activités de recherche et de gestion en Colombie-Britannique aient été centrées sur l'habitat de nidification forestier, on commence à s'apercevoir que les populations historiques et actuelles sont aussi touchées par l'état de la mer, par l'entremise de la disponibilité des proies (Peery *et al.*, 2004a, 2009b; Norris *et al.*, 2007; Ronconi et Burger, 2008; Janssen *et al.*, 2009; Gutowsky *et al.*, 2009). Il semble que, par le passé, le Guillemot marbré présent dans le détroit de Georgia ait connu un déclin de son effectif corrélé à des réductions dans les niveaux trophiques de ses proies, en raison peut-être de la surpêche des stocks de hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) (Norris *et al.*, 2007). Malheureusement, les facteurs limitatifs dans l'environnement marin demeurent hypothétiques.

L'utilisation de l'habitat marin par le Guillemot marbré a été touchée par des variations anthropiques et naturelles de la disponibilité des proies au cours des 30 dernières années. Une certaine partie de l'habitat marin propice à l'espèce a été perdu ou utilisé moins fréquemment en raison de l'augmentation de l'activité humaine, mais l'ampleur de ces répercussions est inconnue (voir la section Menaces). De plus, l'habitat intérieur et dans les mers abritées a été réduit par l'aquaculture (analyse de Burger [2002]). On sait aussi que le Guillemot marbré évite les zones fréquemment utilisées par les bateaux, particulièrement les embarcations de plaisance utilisées près du rivage (Bellefleur *et al.*, 2009). Certains projets de parcs éoliens en mer (par exemple, dans le détroit d'Hécate) sont situés dans des régions utilisées par le Guillemot marbré. Il est probable que les oiseaux de mer évitent les zones marines où se trouvent des éoliennes (Desholm et Kahlert, 2005; Chamberlain *et al.*, 2006; Larsen et Guillemette, 2007).

Le Guillemot marbré, comme tous les oiseaux de mer, est vulnérable aux fluctuations de la disponibilité des proies entraînées par les processus climatiques et océaniques à diverses échelles spatiales et temporelles. L'espèce semble être touchée par les processus climatiques et océaniques à grande échelle comme El Niño – oscillation australe (ENSO), l'oscillation décennale du Pacifique (PDO) et certains des changements de régime connexes qui agissent sur la productivité marine et la disponibilité des poissons proies dans de grandes régions de l'est du Pacifique Nord (Piatt *et al.*, 2007). Certaines des tendances observées dans les données issues de relevés en mer effectués en Colombie-Britannique s'expliquent par les effets négatifs des épisodes El Niño et d'autres phénomènes d'eau chaude (voir la section Tendances des populations). En 2005, des anomalies dans les régimes des vents et des courants ont limité les remontées d'eau et causé des réductions massives des proies pour les oiseaux de mer, de l'Alaska à la Californie. Le Guillemot marbré, au large du sud-ouest de l'île de Vancouver, a réagi à la baisse des stocks de proies en passant plus de temps à s'alimenter qu'au cours d'autres années, mais il a quand même connu un très faible succès de reproduction (Ronconi et Burger, 2008).

HABITAT (2) – HABITAT DE NIDIFICATION INTÉRIEUR

Besoins en matière d'habitat de nidification

Les besoins en matière d'habitat de nidification du Guillemot marbré dans l'ensemble de son aire de répartition ont été examinés dans plusieurs études (Ralph *et al.*, 1995; Burger, 2002; Lank *et al.*, 2003; McShane *et al.*, 2004; Piatt *et al.*, 2007). En Colombie-Britannique, une faible proportion d'individus (moins de 5 %) niche sur le sol – habituellement sur des corniches accidentées et moussues – ou dans de grands et vieux feuillus (Bradley et Cooke, 2001; Burger, 2002). Les efforts de gestion et de conservation sont donc centrés sur les nids qu'on trouve habituellement dans les grands conifères des forêts anciennes (plus de 200 ans).

Les principales caractéristiques des sites de nidification en Colombie-Britannique sont résumées au tableau 2. D'après les données disponibles, l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré (CMMRT, 2003) a formulé un ensemble de lignes directrices régionales qui indiquent la série de caractéristiques de l'habitat qui sont très, modérément et peu propices à l'espèce (tableau 3). La fermeture du couvert forestier et la complexité verticale du couvert se sont avérées de moins bons indicateurs de l'habitat propice dans l'ensemble des régions (Waterhouse *et al.*, 2008, 2009); de plus, ces données ainsi que l'indice de productivité des sites sont souvent absents des données SIG sur le couvert forestier. Par conséquent, la cartographie de l'habitat au moyen des critères de l'équipe de rétablissement a été centrée sur la classe d'âge et la classe de hauteur des polygones forestiers. Elle a aussi parfois été modifiée, compte tenu de la distance de la mer et des limites d'altitude.

Tableau 2. Principales caractéristiques du microhabitat propice aux sites de nidification du Guillemot marbré en Colombie-Britannique (voir aussi Hamer et Nelson [1995]; Nelson [1997]; Burger [2002]).

Besoins en matière de site de nidification	Principales caractéristiques de l'habitat
Hauteur suffisante pour permettre à l'oiseau d'atterrir en décrochage et de repartir en se laissant tomber	Les arbres qui abritent les nids ont généralement une taille supérieure à 30 m (de 15 à 80 m), et les nids sont généralement trouvés à une hauteur de plus de 25 m (de 11 à 54 m); les arbres sont souvent plus gros que la moyenne du peuplement.
Ouvertures dans le couvert pour l'accès en vol	De petites ouvertures dans le couvert sont généralement observées près des arbres de nidification, et la complexité verticale du couvert est plus grande dans les peuplements qui abritent des nids que dans les autres peuplements à proximité.
Un diamètre de plateforme suffisant pour fournir un site de nidification et une aire d'atterrissage	Les nids sont habituellement situés sur de grosses branches ou sur des branches déformées qui comportent une importante couverture en mousse; les branches ont un diamètre de 15 à 74 cm (y compris les épiphytes); les nids sont généralement situés à moins de 1 m du tronc vertical.
Substrat meuble pour accueillir le nid	La mousse et d'autres épiphytes offrent des coussinets épais à la plupart des sites de nidification, et des couches d'humus et de litière sont utilisées dans les régions plus sèches.
Site sous couvert pour offrir un abri et réduire la détection par les prédateurs	La plupart des nids sont surplombés de branches.

Tableau 3. Caractéristiques de l'habitat de nidification du Guillemot marbré à évaluer pour la sélection de parcelles d'habitat à l'échelle des peuplements et du paysage (CMMRT, 2003; modifié pour l'ébauche du Programme de rétablissement du Guillemot marbré [2009]).

Caractéristique	Très propice	Modérément propice	Peu propice
Distance de l'eau salée (km) : toutes les régions	0,5–30	0–0,5 et 30–50	> 50
Altitude (m)			
Centre et nord de la côte continentale	0–600	600–900	> 900
Haida Gwaii	0–500	500–800	> 800
Toutes les autres régions	0–900	900–1 500	> 1 500
Classe d'âge des peuplements : toutes les régions	9 (> 250 ans)	8 (140–250 ans)	< 8 (< 140 ans)
Indice du site – classes de productivité : toutes les régions [1]	Classes I et II (indice 20+)	Classe III (indice 15 à 19)	Classe IV (indice < 15)
Classe de hauteur des arbres : toutes les régions [2]	4–7 (> 28,5 m)	3 (19,5–28,4 m)	< 3 (< 19,5 m)
Classe de fermeture du couvert : toutes les régions	Classes 4–7	Classe 3	Classes 2 et 8
Complexité verticale du couvert : toutes les régions [3]	MU	NU, U	TU, TNU

[1] Les classes de productivité sont définies dans Green et Klinka ([1994], p. 197); les valeurs approximatives de l'indice du site sur 50 ans sont aussi fournies. L'application de ces indices peut varier selon les différentes essences d'arbres et entre les régions.

[2] Des nids ont été trouvés dans des polygones de classe de hauteur 1 ou 2, mais ils étaient situés dans des arbres plus grands que la moyenne du polygone.

[3] La complexité verticale est classée en ordre croissant (voir Waterhouse *et al.* [2002, 2008]). TU = très uniforme (différence de hauteur inférieure à 11 % entre les espèces dominantes et le couvert moyen, aucun signe de trouées dans le couvert ou de perturbation récente). U = uniforme (différence de hauteur de 11 à 20 %, peu de trouées visibles, peu de signes de perturbation ou aucun). MU = modérément uniforme (différence de hauteur de 21 à 30 %, certaines trouées visibles, signes de perturbation passée, la surface occupée peut être éparse ou irrégulière). NU = non uniforme (différence de hauteur de 31 à 40 %, trouées souvent visibles en raison de perturbations passées, surface occupée habituellement éparse ou irrégulière). TNU = très non uniforme (différence de hauteur supérieure à 40 %, couvert très irrégulier, surface occupée très éparse ou irrégulière).

Plusieurs autres algorithmes ont été élaborés avec plus ou moins de succès pour prédire et cartographier l'habitat de nidification du Guillemot marbré en Colombie-Britannique (Tripp, 2001; Burger, 2002). L'algorithme « Hobbs », qui tient compte de l'espèce d'arbre dominante en plus de l'âge du peuplement, de la classe de hauteur, de la fermeture du couvert, de l'altitude, de la pente et de la distance de la mer, a été appliqué dans les régions du centre et du nord de la Colombie-Britannique continentale (Hobbs, 2003; Burger *et al.*, 2005; Horn *et al.*, 2009).

Aucun des algorithmes à grande échelle dérivés aux fins de l'évaluation de l'habitat de nidification du Guillemot marbré n'est fiable dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique (Tripp, 2001; Burger et Waterhouse, 2009; Waterhouse *et al.*, 2010). Certains, comme l'algorithme de cartographie du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (voir ci-après), sont jugés utiles pour l'inventaire stratégique de l'habitat à grande échelle (voir par exemple Chatwin et Mather [2007]; Horn [2009]; Mather *et al.* [2010]). Par contre, pour la gestion à plus petite échelle (bassin versant ou unité de paysage), des méthodes plus fiables, comme des relevés au sol, l'interprétation de photos aériennes ou des relevés aériens à basse altitude, sont nécessaires (Burger *et al.*, 2009b; Waterhouse *et al.*, 2010).

Disponibilité de l'habitat de nidification

Malgré l'amélioration des méthodes de prévision et de cartographie de l'habitat de nidification, on ne possède pas de mesures fiables de cet habitat dans l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique en raison des lacunes liées aux connaissances sur les préférences en matière d'habitat, de l'incapacité à cartographier les exigences en matière d'habitat (par exemple, la mousse) et des inexactitudes dans les données cartographiques de la forêt. Plus particulièrement, on ignore si la densité de l'espèce (nids par hectare d'habitat) varie entre les classes de qualité d'habitat actuellement utilisées pour l'évaluation et la cartographie de l'habitat de nidification, même si certains signes indiquent que la réaction du Guillemot marbré à la qualité de l'habitat n'est pas linéaire (Burger et Waterhouse, 2009). Toutes les estimations des superficies d'habitat résumées ici doivent donc être interprétées avec prudence. Selon l'échelle utilisée, une certaine proportion des nids sera présente dans des peuplements non considérés comme habitat propice par l'ensemble des algorithmes, l'interprétation des photos aériennes ou les méthodes de relevé aérien (Burger et Waterhouse, 2009).

Une version simplifiée des lignes directrices de l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré (CMMRT, 2003) combinant certaines des caractéristiques très propices et modérément propices de l'habitat (tableau 3) a été utilisée par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (MECB) pour estimer et cartographier l'étendue de l'habitat de nidification du Guillemot marbré dans l'ensemble de son aire de répartition dans la province (Mather *et al.*, 2010). Cet algorithme (ci-après nommé « modèle MECB ») sélectionne l'habitat propice selon les caractéristiques suivantes : tous les peuplements forestiers de classe d'âge 8 et plus (plus de 140 ans) qui correspondent à la classe de hauteur 4 et plus (plus de 28,5 m) et respectent les caractéristiques d'altitude régionales pour l'habitat « très propice » (tableau 3). La cartographie de l'habitat interprétée à partir de photos aériennes d'Haida Gwaii ainsi qu'un algorithme régional légèrement différent pour la baie Clayoquot ont été utilisés dans le cadre du projet (voir Mather *et al.*, 2010). La cartographie du MECB a utilisé 2002 comme année de référence de la superficie de l'habitat pour permettre la surveillance des changements sur une période de 30 ans, soit de 2002 à 2032 (CMMRT, 2003).

La plus récente version des données cartographiques du modèle MEBC est résumée au tableau 4, et les données sont réparties selon la distance de l'océan (Mather *et al.*, 2010; mise à jour de juin 2011). Pour la plupart des applications, on présume que l'habitat de nidification du Guillemot marbré comprend les superficies de forêt propice jusqu'à une distance de 50 km de l'océan. Une analyse récente des sites de nidification réels localisés par télémétrie dans la baie Desolation, l'inlet Toba et la baie Clayoquot indique que seul 1 site de nidification sur 157 (0,6 %) était situé à plus de 30 km de la mer la plus proche, mais il est possible que les recherches par télémétrie aient manqué certains nids plus loin vers l'intérieur (D. Lank [Ph.D.], Simon Fraser University, donnés inédites). Seulement 7,8 % de l'habitat propice potentiel estimé par Mather *et al.* (2010) se trouve à une distance de 30 à 50 km de la mer. La majeure partie de la planification stratégique concernant l'habitat du Guillemot marbré est fondée sur la démarcation de 0 à 50 km de la mer, et une préférence est accordée à l'habitat situé à moins de 30 km de la mer dans certaines applications (Horn *et al.*, 2009). L'habitat situé à moins de 400 m de l'océan est parfois considéré comme non propice dans le recensement des superficies d'habitat en raison d'une utilisation réduite par le Guillemot marbré et des densités élevées de prédateurs (Burger, 2002), mais il est inclus dans les tableaux 4 et 5.

Tableau 4. Superficies d'habitat de nidification du Guillemot marbré et d'habitat actuellement protégé (% entre parenthèses) obtenues par l'application du modèle MECB (Mather *et al.*, 2010) dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique (mise à jour de juin 2011).

	Habitat à moins de 50 km de l'océan (ha)	Habitat protégé[2] (ha)	Habitat à moins de 30 km de l'océan (ha)	Habitat protégé[2] (ha)	Habitat à moins de 400 m de l'océan (ha)	Habitat entre 30 et 50 km de l'océan (ha)
Couverture spatiale (km de l'océan)[1]	0 à 50 km	0 à 50 km	0 à 30 km	0 à 30 km	0 à 0,4 km	30 à 50 km
Région de conservation :						
Nord de la côte continentale	435 951	132 396 (30,4 %)	365 492	121 284 (33,2 %)	38 241	70 460
Haida Gwaii	228 383	152 774 (66,9 %)	228 383	152 774 (66,9 %)	34 788	0
Centre de la côte continentale	568 731	170 454 (30,0 %)	549 866	164 444 (29,9 %)	90 672	18 864
Sud de la côte continentale	207 733	54 085 (26,0 %)	175 053	38 592 (22,0 %)	10 943	32 680
Ouest et nord de l'île de Vancouver	452 270	152 249 (33,7 %)	433 381	143 013 (33,0 %)	23 404	18 890
Est de l'île de Vancouver	87 777	19 785 (22,5 %)	74 653	11 707 (15,7 %)	461	13 124
Totaux	1 980 846	681 742 (34,4 %)	1 826 828	631 814 (34,6 %)	198 509	154 018

Remarques : Données aimablement fournies par Linda Sinclair (ministère des Forêts, du Territoire et des Opérations des ressources naturelles de la Colombie-Britannique) ainsi que par Monica Mather et Trudy Chatwin (ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Nanaimo). Pour obtenir des précisions sur les fichiers de formes du SIG, les métadonnées et l'analyse, veuillez communiquer avec ces personnes. Analyse réalisée en avril 2010; aires protégées mises à jour en juin 2011. L'algorithme a sélectionné tous les polygones forestiers dont la classe d'âge est supérieure ou égale à 8 (plus de 140 ans), dont la classe de hauteur est supérieure ou égale à 4 (plus de 28,5 m) et qui respectent les caractéristiques en matière d'altitude de la catégorie « très propice » d'habitat (tableau 3). Pour Haida Gwaii, l'habitat a été évalué par l'interprétation de photos aériennes (A. Cober, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, données inédites). Alvin Cober, biologiste des écosystèmes au ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, a estimé de manière indépendante à 167 337 hectares (73 % de l'habitat existant) la superficie d'habitat de nidification protégé du Guillemot marbré à Haida Gwaii. Enfin, un algorithme régional a été utilisé pour la baie Clayoquot. Voir le texte, Chatwin et Mather (2007) et Mather *et al.* (2010) pour obtenir davantage de renseignements sur les méthodes et les limites des données.

[1] Les superficies d'habitat intérieur sont indiquées pour diverses raisons : l'habitat entre 0 et 50 km de la mer a été grandement utilisé dans la planification stratégique; l'habitat entre 0 et 30 km de la mer est vraisemblablement le plus utilisé d'après la répartition des nids (voir le texte); l'habitat entre 0 et 400 m et entre 30 et 50 km de la mer est parfois considéré comme moins utilisé par l'espèce (voir le texte).

[2] L'habitat protégé comprend : les parcs provinciaux et nationaux, les organisations de conservation, les aires de gestion de la faune, les zones de terres non défrichées protégées, les zones de biodiversité, d'exploitation minière et de tourisme (Biodiversity, Mining and Tourism Areas), les zones d'aménagement de forêts anciennes (Old Growth Management Areas), les aires d'hivernage des ongulés (Ungulate Winter Ranges) et les zones d'habitat faunique approuvées (Wildlife Habitat Areas [WHA]; zones principales seulement). Les zones principales ont été choisies en raison des mesures générales visant la faune (non récolte) qui s'appliquent à ces zones dans toutes les WHA approuvées. Les WHA incluses ne sont pas seulement celles qui ont été établies pour le Guillemot marbré, mais aussi celles qui comprennent un habitat propice même si elles ont été mises en place pour d'autres espèces. L'habitat du Guillemot marbré sur les terres relevant de la *Forest and Range Practices Act* (FRPA) ou visées par des plans stratégiques concernant les terres et les ressources (Strategic Land and Resource Plans; SLRP) est inclus, mais certaines de ces zones n'ont pas encore été entièrement cartographiées, et les zones finales pourraient différer légèrement de celles qui sont utilisées dans le présent document.

Dans le cadre d'une étude visant à estimer les tendances de l'habitat de nidification au cours des 30 dernières années, Long *et al.* (2011) ont estimé les superficies d'habitat au moyen de trois modèles fondés sur des variantes des lignes directrices de l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré (tableau 5). Le modèle 1 (appelé « exclusif », prudent) était basé sur les caractéristiques de l'habitat « très propice » recommandées par l'équipe (tableau 3; CMMRT [2003]). Le modèle 2 (appelé « intermédiaire ») était basé sur les mêmes caractéristiques que le modèle MECB (Mather *et al*, 2010), soit un mélange de caractéristiques pour l'habitat « très propice »

et « modérément propice » (voir plus haut). Les superficies estimées à partir du modèle 2 diffèrent légèrement de celles de Mather *et al.* (2010) en raison de différences mineures dans les données sources et parce que Mather *et al.* (2010) ont utilisé des données cartographiques et des modèles régionaux pour améliorer leurs estimations. Enfin, le modèle 3 de Long *et al.* (2011) (appelé « inclusif ») a combiné les superficies qui répondaient aux caractéristiques de l'habitat « très propice » et « modérément propice ». Cette estimation est presque certainement une surestimation de l'habitat réellement utilisé par le Guillemot marbré, car elle comprend les peuplements formés d'arbres relativement petits (moins de 28,5 m) et les superficies situées à une distance de 30 à 50 km, qui sont peu susceptibles d'être utilisées par l'espèce.

Tableau 5. Comparaison de deux estimations récentes des superficies d'habitat propice à la nidification du Guillemot marbré en Colombie-Britannique.

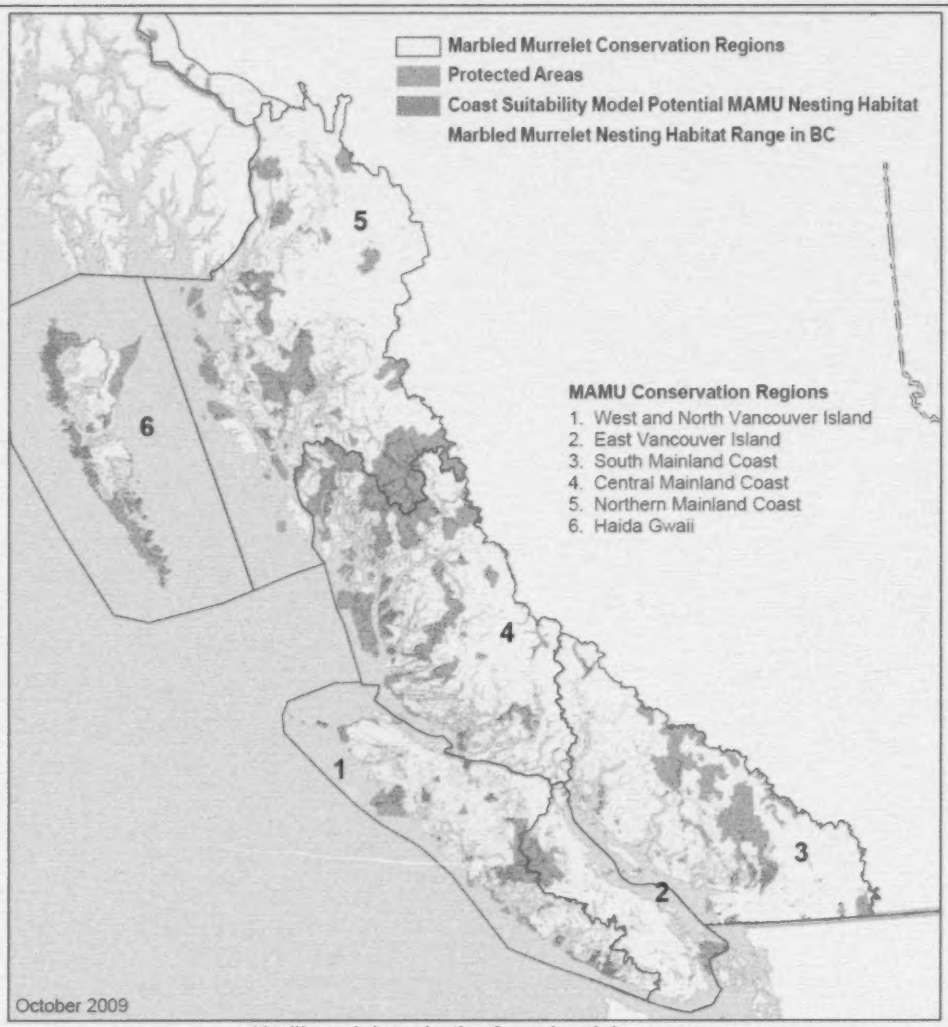
	Superficie d'habitat de nidification propice (ha) – modèle MECB (Mather *et al.*, 2010)		Superficie d'habitat propice (ha) – Long *et al.* (2011)		
	Données d'avril 2010[1]		Modèle 1 – exclusif	Modèle 2 – intermédiaire[2]	Modèle 3 – inclusif
Année de référence	**2002**	**2002**	**2008**	**2008**	**2008**
Couverture spatiale	0-30 km	0-50 km	0,5-30 km	0-50 km	0-50 km
Région de conservation					
Nord de la côte continentale	365 492	435 951	243 404	431 566	968 185
Haida Gwaii	228 383	228 383	188 933	267 859	452 934
Centre de la côte continentale	549 866	568 731	330 384	526 622	1 105 271
Sud de la côte continentale	175 053	207 733	114 329	200 990	502 973
Ouest et nord de l'île de Vancouver	433 381	452 271	384 579	591 019	846 355
Est de l'île de Vancouver	74 653	87 777	27 005	91 882	151 043
Totaux	**1 826 828**	**1 980 845**	**1 288 634**	**2 109 938**	**4 026 761**

[1] Habitat modélisé par Mather *et al.* (2010) et mis à jour en juin 2011 par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (Nanaimo, Colombie-Britannique). Voir le tableau 4.

[2] Le modèle 2 (intermédiaire) de Long *et al.* (2011) utilise essentiellement les mêmes caractéristiques que le modèle de 0 à 50 km de la mer de Mather *et al.* (2010), mais les données diffèrent légèrement en raison de différences mineures associées aux sources des données et de l'application de certains modèles régionaux dans la deuxième étude.

[3] L'année 2002 est utilisée comme année de référence pour la superficie d'habitat estimée par le modèle MECB de façon à correspondre à la référence établie par l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré, mais les évaluations de la cartographie ont été réalisées de 2009 à 2011 (Mather *et al.*, 2010; M. Mather, comm. pers., juin 2011).

Le modèle MECB et les algorithmes simples du même type sont plus utiles dans les évaluations réalisées à l'échelle de la Colombie-Britannique (comme l'examen du COSEPAC) et pour la planification stratégique non spatiale à l'échelle régionale. Des méthodes plus précises (par exemple, l'interprétation des photos aériennes et les relevés aériens; Burger [2004]) devraient être utilisées pour la cartographie et la gestion à petite échelle (Waterhouse *et al.*, 2010). L'estimation globale établie par le modèle MECB et utilisée aux fins du présent rapport s'élève donc à 1,98 million d'hectares d'habitat de nidification potentiel dans l'ensemble de la Colombie-Britannique. Les superficies régionales sont indiquées au tableau 4 (Mather *et al.*, 2010). La figure 3 indique la répartition de cet habitat, à laquelle on a superposé les aires protégées.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Marbled Murrelet Conservation Regions = Régions de conservation du Guillemot marbré
Protected Areas = Superficies protégées
Coast Suitability Model Potential MAMU Nesting Habitat = Habitat de nidification potentiel du Guillemot marbré d'après le modèle d'évaluation du caractère propice des régions côtières
Marbled Murrelet Nesting Habitat Range in BC = Répartition de l'habitat de nidification du Guillemot marbré en Colombie-Britannique
MAMU Conservation Regions = Régions de conservation du Guillemot marbré
West and North Vancouver Island = Ouest et nord de l'île de Vancouver
East Vancouver Island = Est de l'île de Vancouver
South Mainland Coast = Sud de la côte continentale
Central Mainland Coast = Centre de la côte continentale
Northern Mainland Coast = Nord de la côte continentale
Haida Gwaii = Haida Gwaii
October 2009 = Octobre 2009

Figure 3. Répartition de l'habitat de nidification propice au Guillemot marbré en Colombie-Britannique fondée sur la cartographie du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (modèle MECB; voir le texte pour plus de précisions). Les superficies d'habitat protégées superposées à cette carte sont expliquées au tableau 4. Carte de Linda Sinclair et Monica Mather, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Nanaimo (Colombie-Britannique).

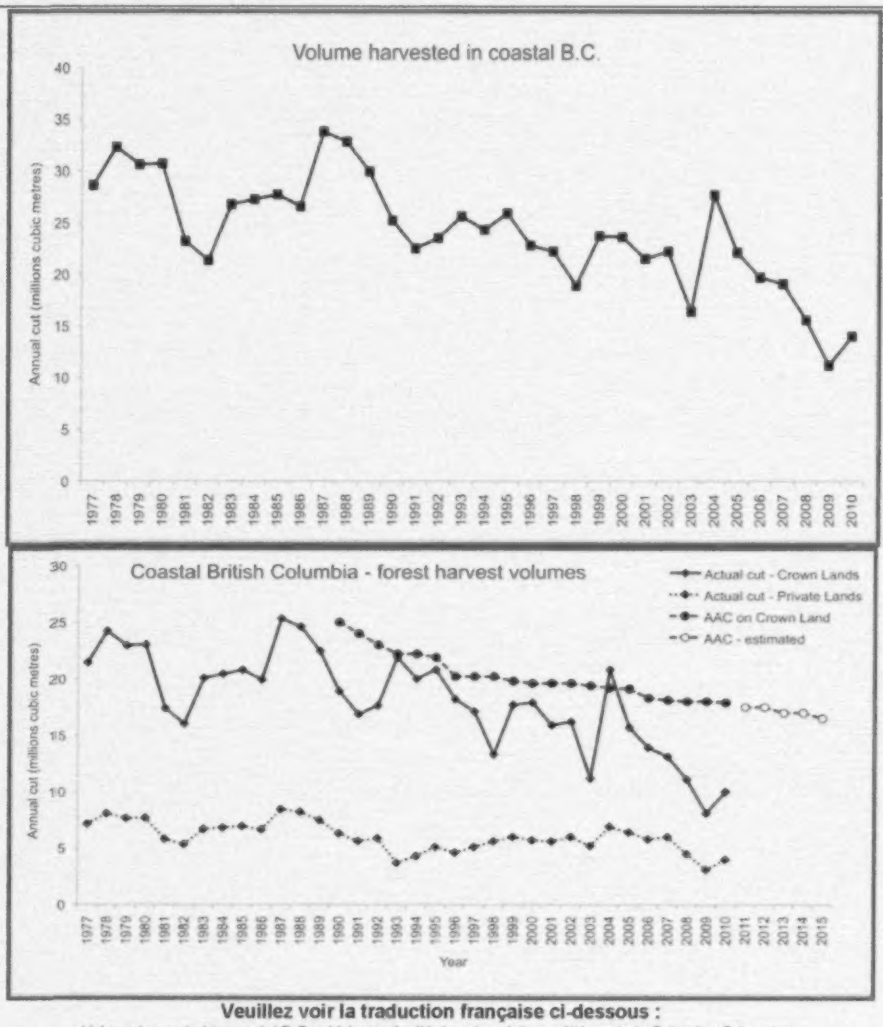
Tendances en matière d'habitat de nidification

Le Sierra Club of Western Canada, dans ses analyses de l'imagerie Landsat, estime que 53,1 % de « l'ancienne forêt pluviale côtière » de la Colombie-Britannique avait été déboisée en 1999 (Hull, 1999), et cette valeur s'apparente fortement aux résultats d'une analyse réalisée par le ministère des Forêts de la Colombie-Britannique (MacKinnon et Eng, 1995). Par le passé, la majeure partie du déboisement visait les vieux conifères de grande taille dans les basses-terres côtières, qui offraient probablement un habitat de nidification au Guillemot marbré. On ignore cependant l'étendue précise de l'habitat perdu dans ces activités. Au cours des 10 dernières années, on a tenté à trois reprises d'analyser les changements de la superficie de l'habitat de nidification potentiel dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique, et certaines analyses régionales d'importance ont été effectuées sur les tendances en matière d'habitat. Il est difficile d'établir une comparaison entre les estimations de la perte d'habitat dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique et dans chacune des régions, en raison de l'incertitude persistante ou du faible chevauchement des définitions ou des algorithmes de l'habitat propice, des régions et des périodes ciblées par chaque étude ainsi que des sources et de la précision des données SIG des forêts utilisées pour la modélisation (Mather *et al.*, 2010; Waterhouse *et al.*, 2010; Long *et al.*, 2011).

En 2000, Marvin Eng (ministère des Forêts de la Colombie-Britannique, données inédites) a utilisé la cartographie thématique de base (CTB) des forêts côtières de la Colombie-Britannique à une échelle grossière pour établir une estimation approximative du changement de l'habitat. Il estime que 33 % de l'habitat d'avant l'époque industrielle (environ 7,671 millions d'hectares) avait été perdu en 1973. En 2000, la superficie d'habitat disponible en 1973 (5,164 millions d'hectares) avait été réduite de 24 % (à 3,934 millions d'hectares) et s'établissait à quelque 51 % de la superficie d'avant l'époque industrielle. À l'époque, cependant, on disposait de peu d'information sur l'habitat de nidification propice au Guillemot marbré, et les grandes superficies issues de l'analyse d'Eng laissent croire qu'une proportion significative d'habitat non propice a été incluse dans celle-ci. De plus, la CTB ne fournit que des estimations grossières des classes d'âge et de hauteur dans les polygones forestiers, qui constituent des éléments essentiels pour la cartographie de l'habitat de nidification du Guillemot marbré.

En 2001, Demarchi et Button (2001a, b) ont estimé la perte d'habitat causée par l'urbanisation, l'agriculture et le déboisement depuis la colonisation par les Européens en comparant les cartes de *capacité* de l'habitat (superficie d'habitat estimée avant l'arrivée des Européens) et les cartes du caractère propice de l'habitat (répartition et classement de l'habitat de nidification en 2001). Le système de classement de l'habitat a été élaboré par Demarchi (2001) en collaboration avec des biologistes du gouvernement et appliqué à une cartographie à échelle grossière (1:250 000) de l'inventaire de l'écosystème élargi. En présumant que les trois premiers des six rangs d'habitat représentent l'habitat de nidification probable, les données de Demarchi et Button indiquent la perte, en date de 2001, de 34,6 % de l'habitat original (précisions dans Burger [2002]; figure 4.10 et tableau 4.14). Parmi les districts forestiers comportant une superficie appréciable d'habitat, les plus grandes pertes ont été notées

sur l'île de Vancouver et dans le sud de la côte continentale : districts de Port Alberni (réduction de 47 %), de Campbell River (réduction de 41 %), de Duncan (réduction de 77 %), de Port McNeil (réduction de 35 %) et de Sunshine Coast (réduction de 70 %) (Burger, 2002).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Volume harvested in coastal B.C. = Volume récolté dans les régions côtières de la Colombie-Britannique
Annual cut (millions cubic meters) = Coupes annuelles (millions de mètres cubes)
Coastal British Columbia – forest harvest volumes = Côte de la Colombie-Britannique – volumes de bois coupé
Actual cut – Crown Lands = Coupes réelles – terres de la Couronne
Actual cut – Private Lands = Coupes réelles – terres privées
AAC on Crown Lands = PAC sur les terres de la Couronne
AAC – estimated = PAC – estimation
Year = Année

Figure 4. Changements dans le volume de bois coupé dans les régions côtières de la Colombie-Britannique. Le graphique du haut indique le changement du volume récolté total estimé entre 1977 et 2010. Le graphique du bas montre les précisions relatives à la possibilité annuelle de coupe (PAC) sur les terres de la Couronne (les valeurs de 2011 à 2015 indiquées par les lignes tiretées sont des prévisions estimées) et les volumes réels coupés sur les terres de la Couronne et privées. Données de Les Kiss (Coast Forest Products Association, Vancouver [Colombie-Britannique]) et de Statistique Canada (statistiques forestières canadiennes). La proportion de ces volumes de bois coupé susceptible d'avoir constitué l'habitat de nidification propice du Guillemot marbré est inconnue.

Les pertes régionales de superficies d'habitat de nidification du Guillemot marbré ont été estimées dans le cadre de plusieurs études. Zharikov *et al.* (2006) ont évalué qu'environ 80 % de l'habitat propice original dans le district forestier de Sunshine Coast (une grande partie du sud de la côte continentale) avait été supprimé par le déboisement au milieu des années 1990. Pour la région de Haida Gwaii, Holt (2004) a estimé à 42 % la réduction de la superficie d'habitat propice à l'espèce (les trois premiers des six rangs d'habitat dans l'algorithme utilisé) entre 1800 et 2000. La majeure partie de la réduction aurait eu lieu à compter des années 1950. Les données du Gowgaia Institute (2007) établissent à 93 000 hectares les pertes récentes à Haida Gwaii, soit de 1978 à 2008 (une réduction de quelque 30 % pour la période).

Long *et al.* (2011) ont analysé le changement probable de la superficie d'habitat de nidification en Colombie-Britannique entre 1978 et 2008 (sur 30 ans ou 3 générations). L'étude fournit les estimations les plus rigoureuses du changement de l'habitat en Colombie-Britannique. Elle est fondée sur trois modèles d'habitat (1, 2 et 3; appelés exclusif [prudent], intermédiaire et inclusif, respectivement), comme le décrit la section précédente. Un éventail de bases de données a été utilisé dans le cadre de l'étude pour estimer, sur le plan spatial, l'habitat propice et les changements en matière de superficie de cet habitat (voir Long *et al.* [2011]). Pour tenir compte des changements non documentés sur le plan spatial de 1978 à 1985, des estimations non spatiales des aires déboisées entre 1978 et 1985 ont été dérivées des rapports annuels du ministère des Forêts, du Territoire et des Opérations des ressources naturelles. Le recrutement de l'habitat de nidification a été estimé d'après les vieux peuplements répondant aux caractéristiques appropriées (hauteur des arbres, altitude, distance de la mer). La classe d'habitat passait donc de « non propice » (moins de 140 ans) à « modérément propice » (de 140 à 250 ans) ou de « modérément propice » à « très propice » (plus de 250 ans).

Les résultats de Long *et al.* (2011) sont résumés au tableau 6. Les pertes d'habitat sur 30 ans ont été estimées à 20,2 %, 20,6 % et 16,3 % pour les modèles 1, 2 et 3, respectivement. Compte tenu du recrutement estimé de l'habitat de forêt mature et ancienne, la perte nette sur 30 ans a été estimée à 5,4 %, 18,5 % et 14,4 %, respectivement. Comme les données spatiales de 1978 à 1985 étaient incomplètes, Long *et al.* (2011) ont estimé une récolte supplémentaire de 190 000 hectares dans l'ensemble des régions (dont une proportion a été réalisée dans l'habitat du Guillemot marbré). Après l'ajout de ces pertes non spatiales, l'estimation globale de la perte nette sur 30 ans s'est élevée à 9 %, 22 % et 17 % pour les modèles 1, 2 et 3, respectivement, mais les auteurs ont jugé que le taux de recrutement élevé du modèle 1 était irréaliste (Long *et al.* 2011; J. Long, comm. pers., juin 2011). Ils ont conclu que le changement net sur 30 ans représentait une perte de 22 %, au moyen du modèle intermédiaire, plus réaliste. Les plus grandes pertes ont eu lieu dans les régions de l'ouest et du nord de l'île de Vancouver et de l'est de l'île de Vancouver (tableau 6).

Tableau 6. Changements dans la superficie (ha) et le pourcentage d'habitat de nidification forestier sur 30 ans (de 1978 à 2008) dans chacune des six régions de conservation estimés au moyen de trois modèles de l'habitat de nidification (données de Long *et al.* [2011]).

La perte d'habitat comprend les superficies de forêt mature coupées, brûlées ou autrement perturbées. Le recrutement d'habitat comprend les forêts qui ont vieilli durant 30 ans pour atteindre une classe d'âge supérieure et qui répondent à toutes les autres caractéristiques (hauteur des arbres, altitude, distance de la mer) de l'habitat de nidification (voir Long *et al.* [2011]).

	Modèle 1 – exclusif		Modèle 2 – intermédiaire		Modèle 3 – inclusif	
Mesure	**Superficie (ha)**	**%**	**Superficie (ha)**	**%**	**Superficie (ha)**	**%**
A) Perte d'habitat de 1978 à 2008						
Nord de la côte continentale	18 512	-8,1	52 858	-11,1	85 998	-8,3
Haida Gwaii	35 407	-16,0	45 095	-14,5	66 763	-13,0
Centre de la côte continentale	64 212	-21,5	112 365	-17,8	164 345	-13,1
Sud de la côte continentale	38 422	-27,6	62 438	-26,0	98 485	-17,4
Ouest et nord de l'île de Vancouver	113 316	-25,6	225 685	-27,9	304 271	-26,7
Est de l'île de Vancouver	5 416	-16,8	33 918	-27,1	48 657	-24,5
Total	275 287	-20,2	532 359	-20,6[1]	768 519	-16,3[1]
B) Recrutement d'habitat						
Nord de la côte continentale	33 236		9 334		21 154	
Haida Gwaii	3 157		2 319		7 340	
Centre de la côte continentale	95 711		8 790		15 988	
Sud de la côte continentale	13 405		23 034		35 180	
Ouest et nord de l'île de Vancouver	55 282		8 359		10 740	
Est de l'île de Vancouver	276		746		860	
Total	201 067		52 582		91 262	
C) Changement global net						
Nord de la côte continentale	14 724	6,4	-43 524	-9,2	-64 844	-6,3
Haida Gwaii	-32 250	-14,6	-42 776	-13,8	-59 423	-11,6
Centre de la côte continentale	31 497	10,5	-103 575	-16,4	-148 357	-11,8
Sud de la côte continentale	-25 017	-18,0	-39 404	-16,4	-63 305	-11,2
Ouest et nord de l'île de Vancouver	-58 034	-13,1	-217 326	-26,9	-293 531	-25,8
Est de l'île de Vancouver	-5 140	-16,0	-33 172	-26,5	-47 797	-24,0
Total	-74 220	-5,4	-479 777	-18,5[2]	-677 257	-14,4[2]

[1] Long *et al.* (2011) ont ajusté ces pertes d'habitat à -24 % (modèle 2) et -20 % (modèle 3) en tenant compte des estimations non spatiales de perte d'habitat entre 1978 et 1985.

[2] Long *et al.* (2011) ont ajusté ces changements nets à -22 % (modèle 2) et -17 % (modèle 3; J. Long, comm. pers., juin 2011) en tenant compte des estimations non spatiales de perte d'habitat entre 1978 et 1985.

Long *et al.* (2011) ont comparé leurs résultats à d'autres études analysant les changements dans l'habitat du Guillemot marbré. L'estimation de ces auteurs d'une perte nette de 22 % à l'échelle de la côte de 1978 à 2008 s'apparente à la perte de 24 % entre 1973 et 2000 relevée par Marven Eng (ministère des Forêts de la Colombie-Britannique; résumé plus haut). Les données de Tomlins et Gray (2006) pour le district forestier de Sunshine Coast (sud de la côte continentale) indiquent une perte nette de 12,0 % de 1985 à 2005, et prévoient des pertes plus élevées en raison de l'intensité élevée du déboisement avant 1985. Les changements nets sur 30 ans relevés par Long *et al.* (2011) dans le sud de la côte continentale pour les modèles 2 et 3 (-16,4 % et -11,2 %; tableau 6) semblent donc faibles, mais ces valeurs s'apparenteraient davantage à celles de Tomlins and Gray (2006) après l'application de l'ajustement non spatial. À Haida Gwaii, les données du Gowgaia Institute (2007) indiquent que 92 776 hectares de forêt ont été déboisés entre 1978 et 2008; la majeure partie de cette superficie aurait au moins été constituée d'habitat modérément propice (A. Cober, comm. pers., 2009; M. Eng, comm. pers., 2009). Long *et al.* (2011) ont conclu que leurs estimations spatiales à Haida Gwaii indiquaient des pertes de 67 203 hectares pour la même période, mais ces données ne comprenaient pas les pertes non spatiales. Pour la période de 1985 à 2008 (pour laquelle Long *et al.* disposaient de données spatiales plus fiables), on constate que l'estimation du Gowgaia Institute (2007; 61 302 hectares) est semblable à celle de Long *et al.* (2011; 58 020 hectares). Les résultats de l'étude de Long *et al.* (2011) correspondent donc assez bien à d'autres estimations de perte d'habitat en Colombie-Britannique.

Une analyse récente de l'imagerie satellitaire réalisée dans les deux régions de conservation de l'île de Vancouver a été basée sur des images satellitaires SPOT à haute résolution pour calculer les pertes d'habitat propice au Guillemot marbré depuis 2002 (Mather, 2011). L'utilisation de l'imagerie satellitaire pour suivre l'évolution des pertes de superficies forestières est particulièrement efficace, car elle couvre la totalité des terres – y compris les terres privées – et ne nécessite par de données SIG sur la récolte non documentée. Les blocs de coupe, les routes, les glissements de terrain et les chablis ont été relevés avec précision pour les années 2004 à 2007 sur les images satellitaires, puis superposés dans un environnement SIG (Guthrie *et al.*, 2011) à une modélisation de l'habitat de 2002 (Mather *et al.*, 2010). La perte d'habitat sur l'île de Vancouver entre 2004 et 2007 est visible dans l'application composite de l'habitat du Guillemot marbré (Marbled Murrelet Mashup) élaborée pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (http://www.littleearth.ca/moe/mamu/; en anglais seulement). La quantité d'habitat perdue a ensuite été extrapolée sur 9 ans (multipliée par 3) de façon à inclure la période qui s'est écoulée entre l'année de référence, 2002, et le présent, 2011 (en présumant que la quantité d'habitat perdue par année était constante) (tableau 7).

Tableau 7. Pertes d'habitat estimées sur l'île de Vancouver entre 2002 et 2011.

Régions de conservation du Guillemot marbré	Habitat en 2002 (ha)	Pertes d'habitat estimées entre 2002 et 2011 (ha)	Habitat en 2011 (ha)	Perte d'habitat par année	Perte sur 9 ans	Seuil de perte d'habitat sur 30 ans établi par l'équipe de rétablissement	Moment de l'atteinte du seuil
Est de l'île de Vancouver	87 800	13 629	74 171	1,7 %	15,5 %	10 %	Le seuil a probablement été dépassé en 2007.
Ouest et nord de l'île de Vancouver	452 585	44 418	408 167	1,1 %	9,8 %	31 %	2030

La perte d'habitat estimée dans la région de conservation de l'est de l'île de Vancouver s'élève à 15,5 %, ce qui dépasse le seuil de rétablissement sur 30 ans (10 %) pour la région. Ce seuil a probablement été dépassé en 2007, dans une région où 65 % de l'habitat est situé sur des terres forestières privées (Mather, 2011).

Les pertes d'habitat dans la région de conservation de l'ouest et du nord de l'île de Vancouver ont été estimées à 1,1 % par année (pour un total de 9,8 % en 9 ans), ce qui ne dépasse pas le seuil de 31 % de perte d'habitat pour la région. Ces pertes sont toutefois plus élevées que ce qu'ont révélé d'autres études, qui indiquent des pertes inférieures à 1 % par année.

Depuis l'introduction du Code d'exploitation forestière en Colombie-Britannique au milieu des années 1990 (devenu la *Forest and Range Practices Act* – voir ci-après), la possibilité annuelle de coupe (PAC) et le volume réel de bois coupé sur les terres de la Couronne ont diminué (figure 4). Les terres privées ne sont toutefois pas touchées par ces changements en matière de gestion. La proportion de ces forêts qui pourrait constituer un habitat de nidification propice au Guillemot marbré est inconnue. Bien que la perte d'habitat causée par l'exploitation forestière soit moindre à l'heure actuelle qu'avant le milieu des années 1990, les pertes nettes associées au déboisement, à la construction de routes et à d'autres aménagements se poursuivront dans l'ensemble des régions côtières de la Colombie-Britannique. Les pertes soutenues d'habitat de nidification sont plus préoccupantes sur l'île de Vancouver et dans le sud de la côte continentale, où des pertes significatives ont eu lieu par le passé (Burger, 2002; Mather, 2011). Le rythme élevé et soutenu des coupes sur les terres privées (figure 4) est préoccupant dans l'est de l'île de Vancouver, où la perte d'habitat est la plus élevée des six régions (Burger, 2002) et où les cibles de rétention établies par l'équipe de rétablissement (perte inférieure à 10 % entre 2002 et 2032; CMMRT [2003]) sont probablement déjà dépassées (Mather, 2011).

En résumé, les estimations grossières indiquent que la perte d'habitat de nidification depuis la colonisation par les Européens se situe dans une plage de 35 à 50 %, et les estimations plus précises montrent que la perte d'habitat nette au cours des trois dernières générations du Guillemot marbré (30 ans) s'élève à 22 % des valeurs de 1978. À l'échelle du littoral, il est probable que les pertes nettes d'habitat de nidification se poursuivent, même si le taux de perte a diminué depuis le milieu des

années 1990. Une grande partie de l'habitat a été protégé dans les régions de conservation du nord de la province, mais les pertes se poursuivent dans le sud de la côte continentale et dans l'est de l'île de Vancouver, en particulier, où elles semblent excéder les recommandations de l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré.

Effets de la fragmentation de l'habitat sur les populations

En plus de la perte absolue d'habitat de nidification, les effets de la fragmentation de l'habitat doivent être pris en compte. La recherche sur les répercussions de la fragmentation des forêts et des effets de bordure sur le Guillemot marbré en période de nidification a produit certains résultats contradictoires (analyses de Burger [2002]; McShane *et al.* [2004]; Piatt *et al.* [2007]). En effet, établir les répercussions probables de la fragmentation des forêts causée par la coupe à blanc, les routes et d'autres perturbations demeure difficile, tout comme la quantification de ces répercussions dans les modèles de population. On trouve souvent les nids du Guillemot marbré à proximité des bordures forestières (à moins de 100 m), mais cette tendance est moins évidente quand les bordures sont d'origine humaine. On a aussi remarqué un biais en faveur des nids trouvés à proximité des bordures, sauf quand la télémétrie est employée (Burger, 2002). Les examens à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce ont indiqué que les nids productifs étaient situés beaucoup plus loin des bordures forestières que les nids non productifs (Nelson et Hamer, 1995; Manley et Nelson, 1999), mais l'analyse des nids repérés par télémétrie en Colombie-Britannique révèle une relation plus complexe (analyse de Burger, 2002). De manière générale, les nids situés à proximité des bordures naturelles (couloirs d'avalanche, cours d'eau, etc.) étaient plus productifs que ceux de l'intérieur des forêts, tandis que le faible échantillon de nids situés près des bordures d'origine humaine (par exemple, à proximité de coupes à blanc récentes ou de routes) n'affichait aucune tendance (Bradley, 2002). L'analyse de Zharikov *et al.* (2006, 2007a), qui n'a relevé aucun effet négatif des bordures ou des petites parcelles forestières sur le succès de nidification du Guillemot marbré dans les baies Desolation et Clayoquot, a été critiquée en raison de l'échelle spatiale utilisée, jugée trop grossière pour détecter les types de tendances relevés (Burger et Page, 2007; voir la réponse dans Zharikov *et al.* [2007b]).

Les travaux expérimentaux effectués au moyen de nids artificiels du Guillemot marbré dans un éventail de milieux en Colombie-Britannique ont indiqué que les perturbations causées par les oiseaux prédateurs des nids (principalement des Corvidés) étaient significativement plus fréquentes aux bordures « abruptes » (à proximité de coupes à blanc récentes, soit de 5 à 11 ans après les coupes) qu'à l'intérieur des forêts, mais moins fréquentes aux bordures « non abruptes » (à proximité des forêts en régénération, soit de 17 à 39 ans après les coupes) (Malt et Lank, 2007, 2009). Les études n'ont indiqué aucun effet dans les sites de bordure naturelle (bordant les grands cours d'eau ou les couloirs d'avalanche). La répartition des principaux prédateurs des nids (Corvidés) indique que le risque de prédation est plus élevé dans les bordures « abruptes » qu'à l'intérieur.

De manière générale, les données examinées plus haut indiquent que les risques pour le Guillemot marbré en période de nidification semblent accrus par la fragmentation des forêts anciennes causée par le déboisement et l'aménagement de routes, qui poussent une plus grande proportion d'individus à nicher très près des bordures « abruptes », à proximité de coupes à blanc récentes (forêts en régénération de moins de 20 ans) ou de routes. Malt et Lank (2009) ont établi que les effets de bordure n'étaient pas statiques; le risque de prédation est plus élevé dans les forêts anciennes bordant des coupes à blanc récentes, mais le risque diminue à mesure que la forêt se régénère. De plus, dans l'habitat bordant une forêt en maturation uniforme et structurée, le risque de prédation est en fait inférieur à celui de l'intérieur des forêts ou des bordures naturelles.

Les bordures et la fragmentation peuvent aussi agir sur le microclimat dans les couverts forestiers où niche le Guillemot marbré. Les effets néfastes possibles des bordures dans les couverts de forêts anciennes comprennent l'augmentation du rayonnement solaire et des températures de l'air en été, l'augmentation des chablis et la perte de mousses dans les couverts en raison de l'assèchement causé par les vents (analyse de Burger [2002]). La plupart de ces effets sont susceptibles de s'étendre à plus de 100 m des bordures dans les forêts côtières de la Colombie-Britannique.

Effets actuels et futurs des changements climatiques sur l'habitat de nidification

Parmi les changements climatiques passés et prévus qui ont touché ou qui toucheront l'habitat de nidification intérieur du Guillemot marbré, on compte une augmentation de la température moyenne de l'air de 0,6 °C sur la côte de la Colombie-Britannique au cours du siècle dernier, une augmentation prévue de la température annuelle moyenne de 1 à 4 °C dans l'ensemble de la province d'ici 2100 ainsi qu'une augmentation de température moindre sur la côte qu'à l'intérieur des terres. De plus, dans les régions côtières, les saisons humides (hiver) sont devenues plus courtes et plus humides, tandis que les saisons sèches (été) sont devenues plus longues et plus sèches. On prévoit que cette tendance se poursuivra. Enfin, l'augmentation de température sera plus marquée en hiver qu'en été (Gayton, 2008; voir aussi British Columbia Ministry of Environment Climate Action Secretariat [2010]).

Hamman et Wang (2006) ont modélisé les effets potentiels des changements climatiques sur la répartition des écosystèmes et des essences d'arbres en Colombie-Britannique. On s'attend à une augmentation de l'altitude et de la superficie de la zone biogéoclimatique actuellement utilisée par la plupart des individus nicheurs, soit la zone côtière à pruche de l'Ouest (CWH), tandis que la zone à pruche subalpine (MH) de haute altitude, qui abrite actuellement peu de nids du Guillemot marbré, devrait subir un déclin global, voire disparaître de certaines régions côtières. La zone côtière à douglas, plus sèche, dont la répartition est restreinte au sud-est de l'île de Vancouver et aux îles connexes, devrait prendre beaucoup d'expansion vers le nord; cette zone biogéoclimatique est actuellement utilisée par un petit nombre d'individus nicheurs en Colombie-Britannique (Burger, 2002). Pour ce qui est des essences d'arbres les plus utilisées actuellement pour la nidification en Colombie-Britannique, les

modèles fondés sur le climat de Hamman et Wang (2006) prédisent des augmentations de la fréquence et de la superficie globale occupée par l'épinette de Sitka (*Picea sitchensis*), le douglas (*Pseudotsuga menziesii*), le thuya géant (*Thuja plicata)* et la pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*). On s'attend aussi à ce que l'étendue spatiale du sapin gracieux (*Abies amabilis*) et du cyprès jaune (*Chamaecyparis nootkatensis*) augmente légèrement, mais leur abondance devrait diminuer. Le sapin grandissime (*Abies grandis*), moins utilisé, devrait également se raréfier. D'autres études appuient de manière générale les prévisions de Hamman et Wang (2006), bien que certaines différences persistent (Gayton, 2008). Plus particulièrement, Hebda (1997) indique que la zone CWH serait vulnérable aux effets des changements climatiques.

Le Guillemot marbré pourrait être touché par les changements liés au climat dans les écosystèmes du couvert forestier, où il niche habituellement. La plupart des nids sont situés sur d'épais tapis de mousse et d'autres épiphytes poussant sur les branches d'arbres (Burger, 2002; Nelson, 2007). On en sait très peu sur les facteurs qui agissent sur la croissance et la persistance de ces coussinets d'épiphytes (Lowman et Rinker, 2004). La croissance des bryophytes est un indicateur sensible des régimes d'humidité et de température en bordure des forêts (Stewart et Mallik, 2006). La croissance des épiphytes pourrait être stimulée par la diminution des chutes de neige et par l'augmentation des épisodes pluvieux en hiver, mais les augmentations prévues de la durée et de l'importance des périodes sèches en été pourraient quant à elles réduire la formation de tapis d'épiphytes.

De manière générale, les changements prévus dans les écosystèmes forestiers et les essences d'arbres des régions côtières de la Colombie-Britannique n'indiquent pas d'effet néfaste majeur pour la nidification du Guillemot marbré dans les 25 à 50 prochaines années. Il semble que les répercussions directes du déboisement et de la fragmentation des forêts sur l'habitat de nidification seront beaucoup plus importantes au cours des prochaines décennies que les changements induits par le climat. Néanmoins, la rareté des renseignements sur les répercussions des changements climatiques sur les épiphytes et le microclimat du couvert forestier utilisé pour la nidification du Guillemot marbré est déconcertante.

BIOLOGIE

Les précisions relatives à la biologie de l'espèce sont examinées par Ralph *et al.* (1995), Nelson (1997), Burger (2002) et Piatt *et al.* (2007).

Cycle vital, reproduction et démographie

Le Guillemot marbré, comme la plupart des oiseaux de mer, pond un seul œuf par couvée. L'incubation, accomplie par les deux parents, prend de 28 à 30 jours. Les oisillons, nourris aussi par les deux parents, restent au nid pour une période de 27 à 40 jours. Chez cette espèce, le recrutement de juvéniles est faible (souvent moins de 0,3 oisillon prenant son envol par couple par saison), mais le taux de survie

des adultes est élevé (de 0,83 à 0,93 par année). Les paramètres démographiques fondamentaux de l'espèce sont résumés au tableau 8, d'après les meilleures données applicables à la Colombie-Britannique, mais une incertitude considérable est associée à bon nombre de ces estimations (voir Burger [2002]; McShane *et al.* [2004]).

Tableau 8. Résumé des paramètres démographiques du Guillemot marbré d'après les études réalisées en Colombie-Britannique.

Caractéristique	Mesure	Source et notes
Rapport des sexes	Probablement 1:1.	Analyse de Burger (2002).
Âge à la première reproduction	Moyenne estimée de 3 ans (plage de 2 à 5 ans).	Analyse de Burger (2002) fondée sur des données éparses.
Proportion d'individus nicheurs matures	Proportion estimée à 0,05; 0,40; 0,60 et 0,80 pour les individus âgés de 2, 3, 4 et 5+ ans, respectivement. De manière générale, on présume que 75 % des individus sont des adultes matures.	Estimations utilisées par E. Cam mentionnées *in* Burger (2002). Sealy (1975) indique que 85 % des individus disséqués étaient matures. Les estimations pour la baie Desolation se situent dans une plage de 55 % à 95 % d'après les méthodes d'évaluation du comportement, de la plaque incubatrice et de la synthèse du jaune d'œuf (analyse de Burger [2002])
Taille de la couvée	1 œuf.	Sealy (1974). Certaines femelles peuvent pondre une couvée de remplacement si la nidification échoue (McFarlane Tranquilla *et al.*, 2003).
Succès de reproduction fondé sur les données concernant la nidification	Les estimations pour la Colombie-Britannique se situent entre 0,23 et 0,46 oisillon prenant son envol par tentative de nidification.	Analyse de Burger (2002); aucune nouvelle donnée pour la Colombie-Britannique depuis cette étude.
Recrutement fondé sur le rapport entre les juvéniles qui ont pris leur envol (année d'éclosion, AE) et le nombre d'individus après l'année d'éclosion (adultes et immatures plus vieux, AAE) en mer (AE:AAE)	Baie Desolation : 0,13 d'après les rapports AE:AAE ajustés, de 0,16 à 0,22 d'après les données sur le succès de nidification ajustées. Baie Clayoquot : de 0,02 à 0,08 d'après les rapports AE:AAE ajustés. Sentier de la Côte-Ouest : moins de 0,01 à 0,14.	Burger (2002); Mason *et al.* (2002); Ronconi et Burger (2009). Les rapports AE:AAE varient grandement entre les sites et les années.
Taux de survie annuel (adultes)	Baie Desolation : 0,929 (IC à 95 % : 0,629 à 0,990) d'après les captures au filet japonais; 0,829 (IC à 95 % : 0,716 à 0,903) d'après diverses méthodes.	Cam *et al.* (2003).
Taux de survie (immatures)	Estimé à 70 % (juvéniles) ou 89 % (subadultes) du taux de survie des adultes.	Estimations utilisées par E. Cam mentionnées *in* Burger (2002).
Durée d'une génération	10 ans (plage de 6,9 à 12,8 ans).	Estimée d'après les estimations probables de la survie des adultes et de l'âge à la première reproduction (Burger, 2002).
Paramètre de croissance de la population (λ, lambda)	Baie Desolation : $\lambda = 0,985$ (IC à 95 % : 0,849 à 1,142) si le taux de survie est 0,929; $\lambda = 0,859$ si le taux de survie est 0,829.	Cam *et al.* (2003).

Plusieurs études de modélisation indépendantes indiquent que les changements associés au taux de survie des adultes sont plus susceptibles de limiter les populations que la fécondité (recrutement) (Beissinger et Nur, 1997; Cam *et al.*, 2003), mais des données recueillies sur le terrain en Colombie-Britannique et ailleurs laissent croire que le recrutement, qu'il soit estimé d'après le succès de nidification ou d'après le dénombrement des juvéniles ayant pris leur envol et présents sur l'eau, est presque toujours trop faible pour assurer la stabilité des populations (Burger, 2002; McShane *et al.*, 2004; Piatt *et al.*, 2007). Les modèles de population fondés sur les meilleures données applicables à la Colombie-Britannique et aux trois États au sud, selon la plupart des plages de paramètres, prédisent le déclin des populations (Beissinger et Nur, 1997; McShane *et al.*, 2004). Dans le cadre de la seule analyse rigoureuse réalisée en Colombie-Britannique, Cam *et al.* (2003) ont constaté que les modèles fondés sur les données démographiques recueillies à la baie Desolation indiquaient un léger déclin de la population (la croissance moyenne de la population [λ] était inférieure à 1 dans tous les modèles), même si la plage des estimations comprenait les résultats de modèles indiquant une population stable ou en légère croissance ($\lambda > 1$). La modélisation récemment réalisée par Piatt *et al.* (2007) au moyen de données applicables à l'Alaska et à la Colombie-Britannique a révélé que la stabilité des populations ($\lambda \geq 1$) était possible seulement dans le cas des hypothèses les plus optimistes en matière de taux de survie annuel des adultes (0,93).

Régime alimentaire

Les proies préférées du Guillemot marbré sont les poissons qui se rassemblent en banc dans les zones épipélagiques (Burkett, 1995; Burger, 2002; Piatt *et al.*, 2007). En Colombie-Britannique, la principale proie de l'espèce est le lançon gourdeau (toutes les classes d'âge) et le hareng du Pacifique immature. Parmi les autres proies, on compte l'anchois du Pacifique (*Engraulis mordax*), l'éperlan (*Hypomesus* spp.), les Salmonidés immatures, l'eulakane (*Thaleichthys pacificus*) et le capelan (*Mallotus villosus*). L'espèce se nourrit aussi d'Euphausiacés et de petits calmars.

Déplacements et dispersion

On dispose de très peu de renseignements sur les déplacements, la dispersion et la migration du Guillemot marbré en Colombie-Britannique. D'après les fluctuations saisonnières dans les densités en mer, on constate des signes d'émigration post-reproduction à partir des eaux utilisées durant la saison de nidification (Burger, 1995). Par exemple, la plupart des individus qui nichent en grandes densités au large du sud-ouest de l'île de Vancouver quittent la région au milieu ou à la fin de juillet (Carter, 1984; Burger, 1995; Burger *et al.*, 2008). On ignore où ces individus se rendent pour muer ou passer l'hiver. Quelques-uns des individus auxquels on a posé des radioémetteurs dans la baie Clayoquot ont été observés alors qu'ils se déplaçaient vers le nord après la nidification, mais la plupart ont simplement disparu de la région dans laquelle ils étaient surveillés (D. Lank, Simon Fraser University, données inédites).

La migration saisonnière a été confirmée pour un seul individu : un adulte bagué à la baie Desolation, en Colombie-Britannique, a été capturé alors qu'il passait l'hiver dans les îles San Juan, dans l'État de Washington, à 220 km au sud. Il a ensuite été capturé de nouveau dans la baie Desolation au cours de la saison de reproduction (Beauchamp *et al.*, 1999). Beauchamp *et al.* (1999) ont constaté que d'autres individus bagués capturés dans la baie Desolation semblaient demeurer dans la région après la nidification, mais des adultes munis de radioémetteurs ont été retracés plus tard dans des colonies de mue à proximité de la baie Desolation (N. Parker, données inédites; cité par Burger [2002]). Au moyen de la radiotélémétrie, Lougheed *et al.* (2002) ont documenté l'émigration à partir de la zone d'étude de la baie Desolation à la fin de l'été. Ils ont établi des durées de résidence moyennes de 5,3 jours pour les oisillons ayant récemment pris leur envol et de 126 jours pour les individus présentant un plumage d'adulte. Plusieurs individus capturés dans la partie du détroit de Juan de Fuca située dans l'État de Washington ont été trouvés en train de nicher sur l'île de Vancouver, mais la distance parcourue par ces oiseaux était bien inférieure à la limite de déplacement normale du Guillemot marbré en période de reproduction (M. Raphael, Forest Service des États-Unis, comm. pers., 2009).

En résumé, des données éparses indiquent une migration considérable du Guillemot marbré après la fin de la saison de reproduction. On ignore s'il s'agit d'une migration vers les aires de mue durant laquelle les individus se dirigeraient vers des régions marines spécifiques pour muer (alors qu'ils sont incapables de voler), ou s'il s'agit plutôt de déplacements vers les aires d'hivernage. Il semble que les individus qui nichent sur des côtes exposées (par exemple, la côte ouest de l'île de Vancouver) ont tendance à se déplacer vers des eaux abritées (par exemple, le détroit de Georgia ou le Puget Sound) pour passer l'hiver. Les déplacements au-delà des frontières internationales sont pratiquement assurés, tant en provenance qu'à destination de l'Alaska et de l'État de Washington, mais l'étendue de ces déplacements est inconnue.

Interactions interspécifiques (prédation)

La prédation est la cause d'échec de nidification la plus fréquemment documentée pour le Guillemot marbré (Nelson et Hamer, 1995; McShane *et al.*, 2004). Les prédateurs connus des adultes, des oisillons ou des œufs sont les suivants : le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), l'Épervier brun (*Accipiter striatus*), l'Autour des palombes (*Accipiter gentilis*), le Grand Corbeau (*Corvus corax*) et le Geai de Steller (*Cyanocitta stelleri*) (Burger, 2002; McShane *et al.*, 2004; Malt et Lank, 2007, 2009; Peery et Henry, 2010). On soupçonne que les oiseaux prédateurs des nids sont le Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*), la Chouette rayée (*Strix varia*), l'Épervier de Cooper (*Accipiter cooperi*), la Corneille d'Alaska (*C. caurinus*), la Corneille d'Amérique (*C. brachyrhynchos*) et le Mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*). La prédation par les rongeurs arboricoles, comme les écureuils et les souris sylvestres (*Peromyscus* spp.), n'a pas été documentée, mais des études réalisées à des sites de nidification simulés du Guillemot marbré indiquent que ces mammifères sont probablement des prédateurs communs d'œufs et de jeunes oisillons (Bradley et Marzluff, 2003; Malt et Lank, 2007, 2009). De manière générale, on juge que les oiseaux prédateurs,

particulièrement les Corvidés, constituant le plus grand risque pour le Guillemot marbré en période de reproduction. En Colombie-Britannique, il semble que le Geai de Steller soit le prédateur des nids le plus commun.

En mer, on a constaté la prédation du Guillemot marbré par le Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), le Faucon pèlerin, le Goéland d'Audubon (*Larus occidentalis*) et l'otarie à fourrure du Nord (*Callorhinus ursinus*) (Burger, 2002; McShane *et al.*, 2004). Les lions de mer et les poissons de grande taille pourraient aussi être des prédateurs de l'espèce, à l'occasion.

Interactions interspécifiques (compétition)

On sait peu de choses sur la compétition possible entre le Guillemot marbré et les autres oiseaux, les poissons ou les mammifères piscivores. Il existe un chevauchement considérable entre le régime alimentaire du Guillemot marbré et celui d'autres oiseaux piscivores, particulièrement le Guillemot marmette (*Uria aalge*) et le Macareux rhinocéros (*Cerorhinca monocerata*) (Vermeer *et al.*, 1987; Burkett, 1995; Burger *et al.*, 2008). De manière générale, toutefois, le Guillemot marbré n'est pas observé en grandes densités en Colombie-Britannique à proximité des grandes colonies d'autres oiseaux de mer piscivores. Il fait rarement partie des bandes formées de diverses espèces d'oiseaux qui se réunissent souvent pour s'alimenter en été dans les eaux de la Colombie-Britannique (analyse de Burger [2002]).

Il est possible que le Guillemot marbré subisse des effets néfastes associés à la compétition avec des poissons prédateurs piscivores. Au cours des années où l'eau est chaude, de grands bancs de maquereaux (*Scomber japonicus*) et de carangues symétriques (*Trachurus symmetricus*) se déplacent vers le nord dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique. En outre, les envahissements de maquereaux dans la baie Barkley et les mers adjacentes dans les années 1990 ont entraîné une réduction des stocks de Salmonidés juvéniles et de jeunes harengs du Pacifique (B. Hargreaves, comm. pers., 2002). On pense que ces envahissements ont contribué à réduire l'effectif du Guillemot marbré et l'activité de nidification de l'espèce à l'échelle locale au cours de ces années chaudes (Burger, 2002). Les envahissements d'autres piscivores d'eau chaude, comme l'encornet géant (*Dosidicus gigas*), dont un grand nombre d'individus ont été trouvés sur les plages de l'île de Vancouver en 2009, pourraient aussi agir sur les stocks de proies du Guillemot marbré.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Deux principales méthodes ont été utilisées pour estimer les populations du Guillemot marbré en Colombie-Britannique : 1) des relevés par bateau en mer (parfois combinés à des dénombrements réalisés à partir du rivage); 2) des dénombrements par radar (Burger, 2002, 2007; Bertram *et al.*, 2007). À l'heure actuelle, les deux

méthodes sont conformes aux normes provinciales (en mer : RISC [2001]; radar : Manley [2006]), mais la majeure partie des données issues des relevés en mer provient des années 1970 et 1980 et du début des années 1990 et ne respecte aucune méthode normalisée (ces premières données n'ont pas été utilisées dans les analyses des tendances des populations).

Les relevés par bateau utilisés pour établir des estimations préliminaires de l'effectif (certaines données sont encore utilisées dans les estimations actuelles de l'effectif – voir Burger [2007]) couvrent quelque 6 680 km (estimation issue de Burger [1995] – annexe 1, après la suppression des relevés répétés). Cette distance représente environ 25 % de la longueur de la côte de la Colombie-Britannique (quelque 27 000 km), mais la véritable distance échantillonnée serait considérablement moindre (probablement de 15 à 20 %) en raison du chevauchement de certaines routes de relevé. Les routes de relevé par bateau échantillonnées à répétition et utilisées pour évaluer les tendances des populations totalisent 345 km (tableau 9; relevés par grille exclus) – soit quelque 1,3 % de la côte de la Colombie-Britannique. En moyenne, ces relevés répétés par bateau ont permis d'observer un nombre total de 1 808 individus (tableau 9), soit environ 1,8 % des 99 100 individus estimés en Colombie-Britannique (voir ci-après).

Tableau 9. Résumé des tendances des populations issues d'études réalisées en Colombie-Britannique au cours de la période de 30 ans se terminant en 2009.
Voir le texte pour les précisions. Toutes les données sur les tendances s'appliquent aux données recueillies durant la saison de reproduction. Les données qui révèlent des tendances significatives ou presque significatives sur le plan statistique sont indiquées en gras.

Région[1]	Type de données	Période d'évaluation	Années de données	Route de relevé (km)[2]	Nombre moyen d'individus relevés (± ET)	Tendance[2]	Source
HG; Baie Laskeek	Relevés par bateau	1991 à 2009	19	53,8	127 ± 20	**Déclin (11,3 % par année); P = 0,002.**	Voir la figure 6 et le texte.
ONIV; Baie Clayoquot	Relevés par bateau (par grille)	1982 par comparaison à 1993 à 1996	4	586,0 km, mais dans un relevé par grille	3 203 ± 466	Déclin (réductions de 22 % à 44 % sur 11 à 14 ans); aucun test statistique effectué.	Kelson *et al.* (1995), Kelson et Mather (1999); voir le texte pour les précisions.
ONIV; transect de l'île Flores, baie Clayoquot	Relevés par bateau	1997 à 2000	4	82,1	307 ± 43	**Déclin (21,3 % par année); P = 0,011.**	Burger *et al.* (2007a)
ONIV; transect de Tofino, baie Clayoquot	Relevés par bateau	1996 à 2000	4	49,8	179 ± 22	**Déclin (31,2 % par année); NS (P = 0,055).**	Burger *et al.* (2007a)
ONIV; Broken Group (intérieur)	Relevés par bateau	1991 à 2006	14	9,2	24 ± 3	**Déclin (8,3 % par année); P < 0,001.**	Burger *et al.* (2007a)
ONIV; Broken Group (extérieur)	Relevés par bateau	1995 à 2006	10	14,6	50 ± 6	Déclin (6,0 % par année); NS (P = 0,232).	Burger *et al.* (2007a)

Région[1]	Type de données	Période d'évaluation	Années de données	Route de relevé (km)[2]	Nombre moyen d'individus relevés (± ET)	Tendance[2]	Source
ONIV; chenal Trevor	Relevés par bateau	1980 à 2000	10	43,0	217 ± 19	**Déclin (5,8 % par année); P = 0,045.**	Burger *et al.* (2007a)
ONIV; Trevor/Beale/SBR	Relevés par bateau	1979 à 2005	6	17,2	73 ± 22	Déclin (9,3 % par année); NS (P = 0,126).	Burger *et al.* (2007a)
ONIV; sentier de la Côte-Ouest	Relevés par bateau	1994 à 2006	10	64,6	826 ± 101	**Déclin (6,1 % par année); P = 0,017.**	Burger *et al.* (2007a)
EIV; Sidney – île Mandarte	Relevés par bateau	1974 à 2009	27	11,0	4,7 ± 0,5	**Déclin (0,5 % par année); P = 0,046.**	P. Arcese; données inédites
ONIV; baie Clayoquot – 15 bassins versants	Dénombrements par radar	1996 à 2006	4	-	3 417 ± 195	Aucun changement de 1996 à 1998 par comparaison à 2006; P > 0,05.	Burger *et al.* (2007b)
Six régions dans l'ensemble de la Colombie-Britannique	Dénombrements par radar	Variable – voir la fig. 8	3 à 12 ans (voir la fig. 8)	S.O.	—	Aucun changement – voir les tableaux 11 et 12.	

[1] Régions de conservation du Guillemot marbré (voir la figure 2) : NC – Nord de la côte continentale; HG – Haida Gwaii; CC – Centre de la côte continentale; SC – Sud de la côte continentale; ONIV – Ouest et nord de l'île de Vancouver; EIV – Est de l'île de Vancouver.

[2] Voir Burger (1995; annexe 1) et Burger *et al.* (2007a) pour les précisions.

[3] Tests du degré de signification statistique : les valeurs P sont indiquées si elles sont connues; une valeur P supérieure à 0,05 est considérée comme non significative; NT = non testé; NS = non significatif.

Les méthodes basées sur les radars maritimes visant à détecter les individus à leur passage entre les océans et les sites de nidification de l'intérieur, dans les bassins versants côtiers (Cooper *et al.*, 2001), ont été utilisées pour la première fois en Colombie-Britannique entre 1996 et 1998 sur la côte ouest de l'île de Vancouver, dans la baie Clayoquot. La méthode a été employée pour associer l'abondance des individus aux stations radar à la quantité estimée de forêts anciennes propices à la nidification dans les bassins versants connexes (Burger, 2001). D'autres études réalisées sur l'île de Vancouver ont été étendues aux bassins versants du nord-ouest (1999 à 2001) et du sud-ouest (2002 à 2005) de l'île de Vancouver et ont permis de réaliser de nouveaux relevés dans les bassins versants du centre de la côte continentale (1998), du nord de la côte continentale (2001), du sud de la côte continentale (2000 à 2001) et de Haida Gwaii (2004 à 2005). La relation entre le nombre d'individus et la superficie estimée d'habitat de nidification propice au Guillemot marbré a été examinée dans le cadre de cinq études indépendantes, réalisées dans 101 bassins versants relevés en Colombie-Britannique (Burger *et al.*, 2004). La surveillance annuelle de six stations terrestres dans l'est de l'île de Vancouver a été amorcée par Timber West Ltd en 2003.

L'équipe canadienne de rétablissement du Guillemot marbré, en association avec l'Université de la Colombie-Britannique (Arcese *et al.*, 2005), a établi que la surveillance radar (par rapport aux relevés en mer) constituait la meilleure technique pour la surveillance des tendances de l'effectif du Guillemot marbré en Colombie-Britannique. Un programme robuste sur le plan statistique a été conçu pour détecter des déclins de population pouvant représenter jusqu'à 1 % par année sur une période de 10 à 15 ans. Ce programme est fondé sur des relevés par radar réalisés à répétition dans un sous-ensemble de bassins versants, dans chacune des six régions de conservation du Guillemot marbré (CMMRT, 2003). En 2006, le Service canadien de la faune et la Division de la recherche sur la faune d'Environnement Canada ont mis sur pied un réseau d'échantillonnage à l'échelle de la Colombie-Britannique. Le réseau comprend un total de 62 stations radar, dont 6 à 11 dans chacune des régions de conservation (Bertram *et al.* [2011], rapport inédit, figure 7). Chaque région est visitée tous les deux ou trois ans et, au cours d'une année donnée, trois relevés sont effectués à l'aube à chaque station durant trois jours non consécutifs. Les activités d'échantillonnage par région sont les suivantes : 5 ans à Haida Gwaii (relevé effectué sur 5 ans entre 2003 et 2010); 5 ans dans le nord de la côte continentale (de 1998 à 2009), 12 ans dans l'ouest et le nord de l'île de Vancouver (de 1996 à 2009), 3 ans dans le centre de la côte continentale (de 1998 à 2008), 7 ans dans l'est de l'île de Vancouver (de 2003 à 2010, aucune donnée en 2009) et 5 ans dans le sud de la côte continentale (de 2000 à 2010).

Ni les relevés par bateau en mer ni les dénombrements par radar ne fournissent une couverture adéquate de l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique; c'est pourquoi les estimations de la population provinciale impliquent beaucoup d'extrapolation, voire de conjectures (précisions fournies dans Burger [2002, 2007]; Bertram *et al.* [2007]). Les estimations les plus récentes de l'effectif sont issues de Piatt *et al.* (2007), et les valeurs mises à jour pour le nord et le centre de la côte continentale sont obtenues par l'application de facteurs de correction (par exemple, en tenant compte de l'inclinaison des radars) fondés sur des relevés plus récents (D. Bertram, comm. pers., 2011). Les travaux effectués dans la baie Clayoquot indiquent que les relevés en mer (dans le cas présent, les relevés par grille et par transects en bande) sous-estiment les populations locales par rapport aux dénombrements par radar réalisés dans des bassins versants adjacents (Burger, 2001).

Les extrapolations basées sur les dénombrements effectués en mer et à terre impliquent le compte du nombre moyen ou maximal d'individus dans l'ensemble de la partie de la côte ciblée, ou l'application des densités moyennes (individus par km^2) à la longueur totale de la partie de la côte offrant un habitat marin propice à l'espèce (précisions dans Burger [1995, 2002, 2007]). Les extrapolations basées sur les dénombrements par radar impliquent quant à elles le calcul de la densité estimée des individus qui entrent dans les bassins versants (individus par hectare d'habitat propice probable) et la multiplication de la densité régionale moyenne par la superficie estimée d'habitat propice probable fondée sur les algorithmes du caractère propice de l'habitat (précisions dans Burger [2002, 2007]; Burger *et al.* [2004]). Dans certaines régions côtières où aucune méthode ne permet de réaliser un échantillonnage adéquat (par exemple, l'est de l'île de Vancouver et certaines parties de la région du sud de la côte continentale), les estimations sont établies selon les meilleures conjectures fondées sur les données éparses disponibles (Burger, 2002, 2007).

Abondance

L'estimation la plus récente de la population, fondée sur des extrapolations issues de relevés en mer et de dénombrements par radar, établit une plage de 72 600 à 125 600 individus de tous âges (médiane de 99 100 individus; tableau 10). Si on présume que 75 % des individus sont des adultes matures (voir la justification au tableau 8), on obtient une estimation de 54 450 à 94 200 adultes (médiane de 74 325). Les estimations précédentes (nombres arrondis) étaient les suivantes : de 45 000 à 50 000 individus nicheurs (Rodway, 1990; Rodway *et al.*, 1992); de 54 700 à 77 700 individus de tous âges (Burger, 2002); de 54 300 à 92 600 individus de tous âges (Burger, 2007). Ces nombres plus élevés sont attribuables à l'amélioration des renseignements sur les populations, particulièrement grâce à l'application des dénombrements par radar, et ne représentent pas une augmentation réelle de l'effectif. Les augmentations considérables indiquées dans les données les plus récentes pour les régions du nord et du centre de la côte continentale (tableau 10) sont le résultat de relevés par radar plus intensifs, de l'utilisation de radars plus sensibles (à antenne inclinée) et du fait que les relevés par radar utilisés précédemment dans les estimations de Burger (2007) avaient été effectués au cours d'une année El Niño (1998), soit à une époque où l'activité du Guillemot marbré aurait été réduite (Bertram *et al.*, 2007; Ronconi et Burger, 2008).

Tableau 10. Estimations récentes de la population du Guillemot marbré (nombre d'individus) en Colombie-Britannique. Les deux estimations montrées dans le tableau sont fondées sur des extrapolations issues de relevés en mer et de dénombrements par radar, car aucune méthode ne couvre à elle seule la totalité de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique. Les nombres indiqués sont pour les individus de tous âges; environ 75 % de ceux-ci peuvent être considérés comme des adultes matures (voir le tableau 8).

Région de conservation	Burger (2007)	Bertram *et al.* (2007) et D. Bertram (données inédites)
Nord de la côte continentale	10 100-14 600	18 400-26 000
Haida Gwaii	8 500-25 000	8 500-25 000
Centre de la côte continentale	10 000-21 000	20 000-42 000
Sud de la côte continentale	6 000-7 000	6 000-7 000
Ouest et nord de l'île de Vancouver	18 700-23 600	18 700-23 600
Est de l'île de Vancouver	1 000-2 000	1 000-2 000
Total – Colombie-Britannique		
Tous	54 300-92 600	72 600-125 600
Adultes matures (arrondi)	40 700-69 500	54 500-94 200
Médiane		
Tous	73 450	99 100
Adultes matures (arrondi)	55 000	74 300

Fluctuations et tendances

Les changements historiques fondés sur des données anecdotiques et des données incomplètes indiquent des déclins marqués au début des années 1990 dans le détroit de Georgia (résumé par Burger [2002]). Les déclins et la disparition du Guillemot marbré au large de la baie Boundary, au sud de Vancouver, et dans l'inlet Burrard, à proximité de Vancouver, depuis les années 1980 ont été résumés par Burger (2002, 2007). Un éventail d'études réalisées à différentes échelles spatiales (grandes régions de conservation, bassins versants et peuplements forestiers) indiquent aussi que l'effectif du Guillemot marbré présente une relation linéaire avec les superficies d'habitat de nidification disponibles (analyse de Burger et Waterhouse [2009]). Par conséquent, la perte d'habitat de nidification estimée à 22 % au cours des 30 dernières années (Long *et al.*, 2011; voir ci-devant) pourrait représenter une baisse comparable de l'effectif durant la période.

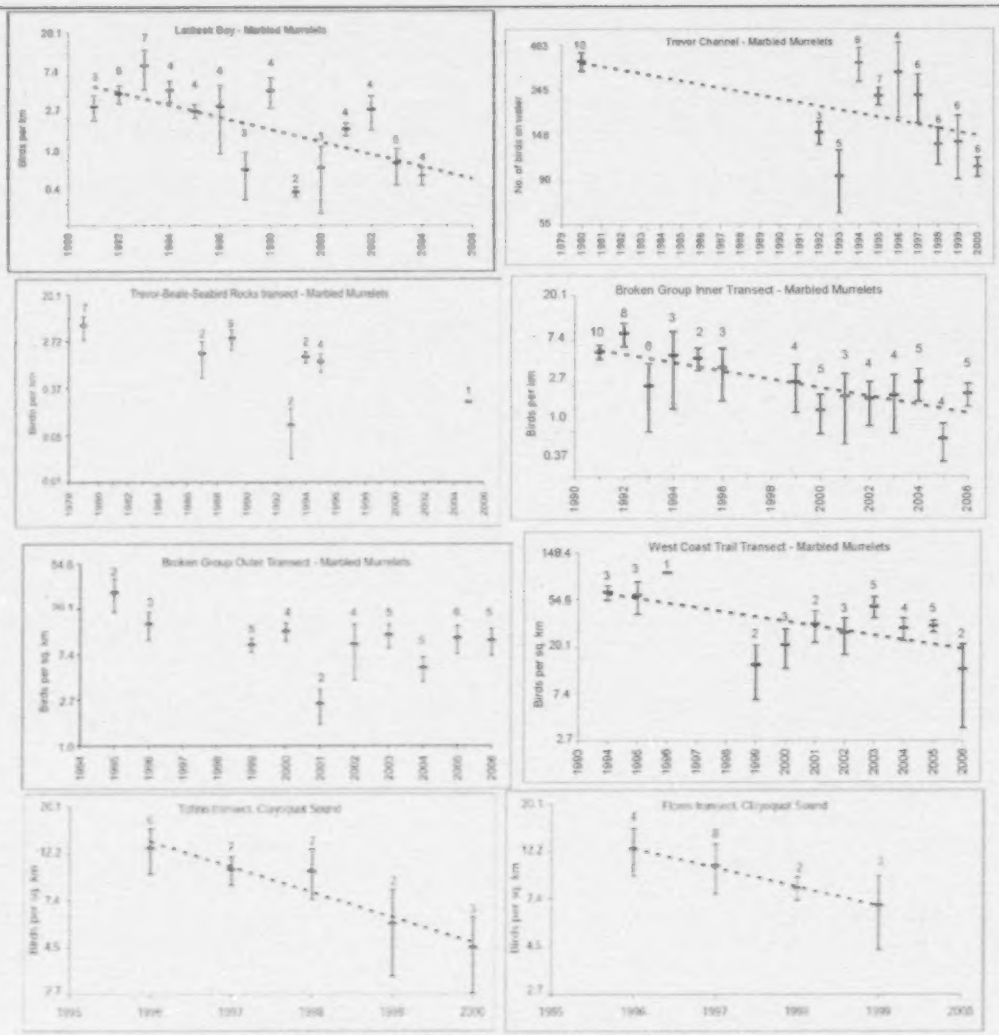
Les tendances de l'abondance du Guillemot marbré au cours des 30 dernières années proviennent aussi de dénombrements réalisés durant la saison de reproduction, qui sont résumés au tableau 9 (voir les précisions ci-après). Les données éparses recueillies en dehors de la saison de reproduction sont aussi résumées ci-après.

Relevés en mer

Les relevés en mer ciblant le Guillemot marbré, tout comme les relevés par radar et la plupart des autres inventaires d'espèces sauvages, dépendent des aptitudes de l'observateur, des conditions environnementales (état de la mer, conditions météorologiques) et des outils d'inventaire (taille et vitesse du bateau). Il y a donc beaucoup de variation dans l'échantillonnage, accentuée par la grande mobilité de l'espèce et les variations associées à la disponibilité des proies et à l'utilisation de l'habitat (voir par exemple Ronconi [2008]). Il a été impossible d'inclure adéquatement les effets de ces covariables d'échantillonnage et environnementales dans les analyses des tendances; c'est pourquoi l'étude est centrée sur les grandes tendances caractérisant les données disponibles plutôt que sur des analyses statistiques détaillées des données recueillies en mer.

Les dénombrements en mer effectués par grille dans la baie Clayoquot en 1982, 1993, 1994 et 1996 ont indiqué des réductions dans cette population de l'ordre de 22 à 40 % depuis 1982 (Kelson *et al.*, 1995; Kelson et Mather, 1999). Ces résultats ont été largement cités comme preuves de déclins majeurs et sont compatibles avec les données obtenues récemment dans la région au moyen de différentes routes de recensement et de méthodes normalisées (voir ci-après). L'examen attentif des données a permis d'établir que les changements étaient limités aux eaux côtières exposées et associés aux effets des températures élevées de la mer dans les années 1990 (Burger, 2002).

Burger *et al.* (2007a) ont analysé les tendances pour huit routes de transects ayant fait l'objet de relevés par bateau répétés durant la saison de reproduction (données fournies à la figure 5; résumé statistique au tableau 9; emplacements des relevés cartographiés dans Burger *et al.* [2007a]). Six routes ont été échantillonnées dans la période de 1979 à 2006 (mais pas chaque année), et deux de 1996 à 2000. Mis à part une étude réalisée à la baie Laskeek (Haida Gwaii), les routes étaient toutes situées au large du sud-ouest de l'île de Vancouver; on constate un chevauchement considérable dans la couverture spatiale de certaines routes de relevé dans la baie Barkley, mais les divers ensembles de données ne peuvent être combinés en raison des différences associées aux méthodes de relevé, à la taille des bateaux et aux dates des relevés (voir les cartes et les précisions dans Burger *et al.* [2007a]). Les dénombrements en mer combinés du tableau 9 visent, en moyenne, quelque 5 000 individus (1 800 si on ne tient compte que des relevés répétés par transects), ce qui ne constitue qu'une faible proportion de la population estimée en Colombie-Britannique (5 et 2 %, respectivement), et on dispose de très peu de données recueillies avant 1991. Les relevés en mer présentent donc de graves limites quant à la répartition spatiale, la durée et le nombre d'individus dénombrés, mais ils demeurent la seule source de données offrant de l'information sur les tendances des populations sur une période de trois générations (30 ans).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Laskeek Bay – Marbled Murrelets = Baie Laskeek – Guillemots marbrés

Birds per km = Individus par km

Trevor Channel – Marbled Murrelets = Chenal Trevor – Guillemots marbrés

No. of birds on water = Nombre d'individus sur l'eau

Trevor-Beale-Seabird Rocks transect – Marbled Murrelets = Transect Trevor–Beale–Seabird Rocks – Guillemots marbrés

Broken Group Inner Transect – Marbled Murrelets = Transect Broken Group (intérieur) – Guillemots marbrés

Broken Group Outer Transect – Marbled Murrelets = Transect Broken Group (extérieur) – Guillemots marbrés

Birds per sq. km = Individus par km2

West Coast Trail Transect – Marbled Murrelets = Transect Sentier de la Côte-Ouest – Guillemots marbrés

Tofino transect, Clayoquot Sound = Transect Tofino, baie Clayoquot

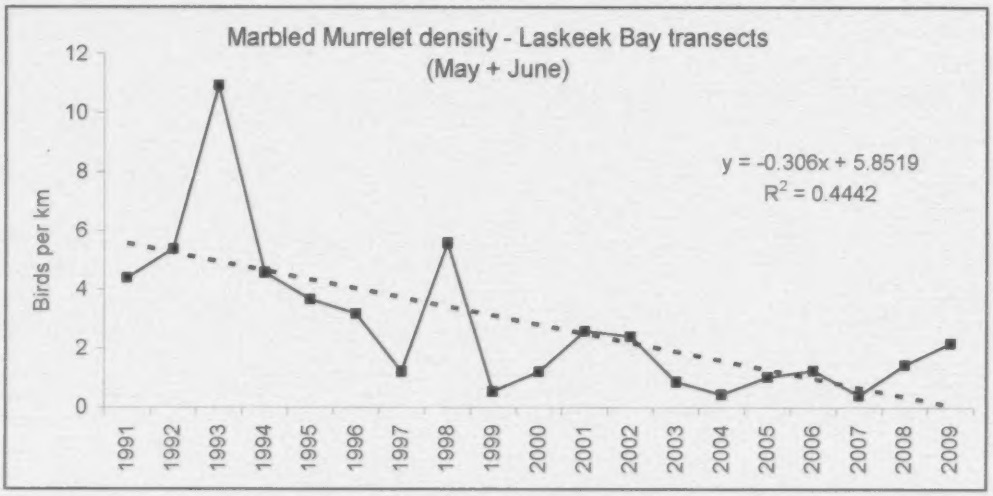
Flores transect, Clayoquot Sound = Transect Flores, baie Clayoquot

* Replace decimal symbols by commas

Figure 5. Tendances de la densité du Guillemot marbré issues de relevés par bateau effectués en mer à huit sites, en Colombie-Britannique (de Burger *et al.* [2007a]). Les résultats statistiques extraits de ces données sont résumés au tableau 9. Les moyennes ± erreur-type sont indiquées, ainsi que la taille de l'échantillon (nombre de jours du relevé). Les lignes de tendances sont fournies pour les tendances significatives sur le plan statistique (tableau 9). Voir Burger *et al.* (2007a) pour la carte des sites de relevé et les précisions concernant l'analyse des tendances au moyen des données de dénombrement transformées en logarithmes.

Les six ensembles de données couvrant plus de 10 ans indiquent des baisses de densité du Guillemot marbré, et ces tendances sont significatives sur le plan statistique à quatre sites (baie Laskeek, Haida Gwaii; transect intérieur de l'archipel Broken Group; chenal Trevor, baie Barkley; côte du sentier de la Côte-Ouest; tableau 9). Les taux de changement annuels dans ces ensembles d'échantillons de plus de 10 ans se situent entre -6,1 et -11,3 % (à noter que la citation des taux de changement annuels ou l'utilisation de la régression linéaire ne sous-entend pas un taux de changement annuel constant – on observe une fluctuation considérable des données pour toutes les populations de Guillemot marbré). Les quatre ensembles de données pour lesquels un échantillonnage adéquat a été réalisé de 1999 à 2006 n'indiquent aucun changement significatif dans les densités au cours de ces années, ce qui montre que les principaux déclins se sont produits avant 1999 (Burger *et al.*, 2007a). Les deux relevés réalisés dans la baie Clayoquot (Flores et Tofino) indiquent d'importants taux de déclin (-21,3 et -31,2 % par année, respectivement) de 1996 à 2000, mais ces relevés couvrent un nombre d'années relativement faible, ce qui limite leur valeur quant à l'indication de tendances à long terme.

Parmi les huit ensembles de données analysés par Burger *et al.* (2007a), des données mises à jour ne sont disponibles que pour les relevés de la baie Laskeek – cinq années sont ainsi ajoutées à la période couverte. Ces données indiquent un important déclin de l'effectif du Guillemot marbré entre 1991 et 2009 (figure 6; régression linéaire, $F_{1,17} = 13,585$; $P = 0,002$). De manière générale, ces données indiquent un déclin moyen de 11,3 % par année depuis 1991. On n'observe cependant aucune tendance significative dans le sous-ensemble des données recueillies de 1999 à 2009 ($F_{1,17} = 0,002$; $P = 0,965$). Pour ce qui est des données recueillies dans l'ouest de l'île de Vancouver (baies Clayoquot et Barkley) et à la baie Laskeek, les tendances semblent suivre une fonction échelon et indiquent d'importants déclins avant 1999 et aucun changement significatif depuis cette date. Il semble y avoir des variations dans les tendances observées à la baie Laskeek, selon les transects échantillonnés (S. Hazlitt, ministère de l'Environnement de la C.-B., comm. pers., 2011), mais les données détaillées sur les covariables dans ces transects ne sont pas encore accessibles et ne permettent donc pas de réaliser une analyse approfondie aux fins du présent rapport.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Marbled Murrelet density – Laskeek Bay transects = Densité de Guillemots marbrés – transects de la baie Laskeek

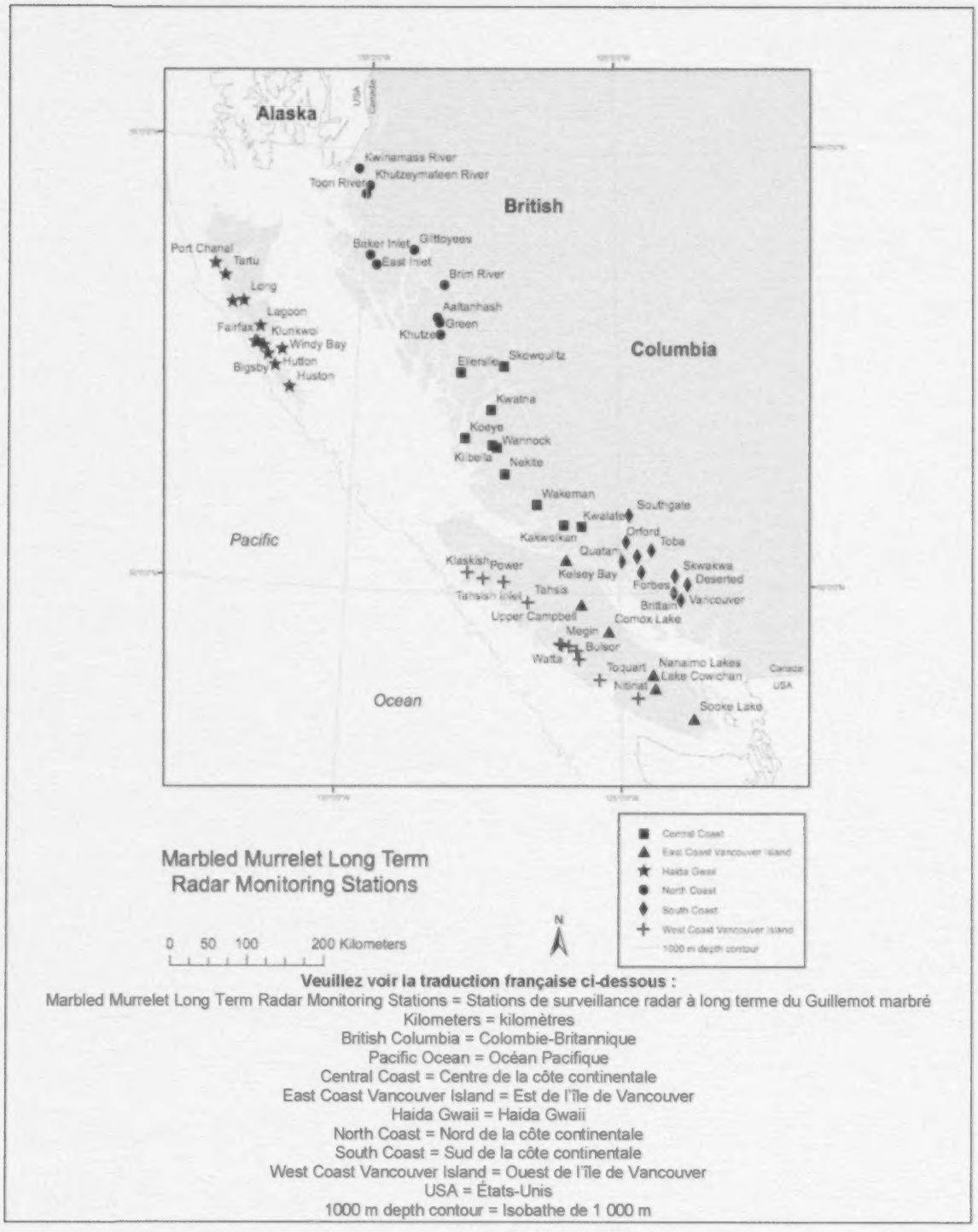
(May + June) = (mai + juin)

Birds per km = Oiseaux par km

Y = -0.306x = 5.8519 = Y = -0,306x = 5,8519

R2 = 0.4442 = R2 = 0,4442

Figure 6. Densités moyennes du Guillemot marbré (oiseaux par km de transect) pour les relevés effectués en bateau dans la baie Laskeek (Haida Gwaii), en mai et juin, de 1991 à 2009. Données fournies par la Laskeek Bay Conservation Society et A.J. Gaston (Ph.D.) (Environnement Canada). Pour plus de précisions sur les relevés, voir Burger *et al.* (2007a).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Marbled Murrelet Long Term Radar Monitoring Stations = Stations de surveillance radar à long terme du Guillemot marbré
Kilometers = kilomètres
British Columbia = Colombie-Britannique
Pacific Ocean = Océan Pacifique
Central Coast = Centre de la côte continentale
East Coast Vancouver Island = Est de l'île de Vancouver
Haida Gwaii = Haida Gwaii
North Coast = Nord de la côte continentale
South Coast = Sud de la côte continentale
West Coast Vancouver Island = Ouest de l'île de Vancouver
USA = États-Unis
1000 m depth contour = Isobathe de 1 000 m

Figure 7. Stations de surveillance radar à long terme (n = 62) d'Environnement Canada dans les six régions de conservation du Guillemot marbré définies par l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré du Canada (CMMRT, 2003). Les noms de certaines stations à Haida Gwaii et dans l'ouest de l'île de Vancouver sont cachés dans la projection cartographique.

P. Arcese (données inédites, Université de la Colombie-Britannique [University of British Columbia]) a cumulé les dénombrements de guillemots effectués sur un transect de 11 km, de Canoe Cove à l'île Mandarte, au large du sud de l'île de Vancouver, entre 1974 et 2010. Dans la région, les densités de populations de guillemots sont faibles (une moyenne de 5 oiseaux par relevé), et la population est probablement considérablement réduite par rapport à la population d'avant 1800 établie d'après des données anecdotiques (Burger, 2002). Les données ont été analysées pour les trois périodes suivantes : nidification (de mars à juillet), automne (d'août à octobre) et hiver (de novembre à février). Une régression simple a permis de détecter un déclin statistiquement significatif dans les recensements effectués en période de nidification ($b = -0,0051$, écart-type = 0,0025, $P = 0,046$, $n = 341$), aucune tendance détectable dans les recensements d'automne ($b = -0,0028$, écart-type = 0,0059, $p = 0,634$, $n = 136$), mais une augmentation importante et statistiquement significative par comparaison dans les dénombrements d'hiver ($b = 0,0260$, écart-type = 0,0085, $p = 0,003$, $n = 119$). Cependant, les tendances détectées dans les trois périodes présentent toutes une variation cyclique semblable pour la durée de l'étude de 35 ans, ce qui donne à penser que l'augmentation des effectifs a souvent coïncidé avec des épisodes de La Niña et que la réduction des effectifs a souvent coïncidé avec des épisodes d'El Niño. Le fait d'inclure l'indice ENSO multivarié comme covariable n'a aucunement influé sur les estimations des tendances pour la période de nidification, a réduit légèrement le déclin non significatif estimé pour l'automne, et a réduit très légèrement l'ampleur de la tendance positive détectée en hiver.

Bower (2009) a analysé les tendances de l'abondance des oiseaux de mer hivernant dans la mer des Salish (détroit de Juan de Fuca, le sud du détroit de Georgia et Puget Sound), une région englobant certaines eaux canadiennes et qui est aussi probablement utilisée en hiver par des guillemots nichant plus au nord, en Colombie-Britannique. Les données proviennent de divers dénombrements effectués à bord de traversiers, d'autres bateaux et depuis le rivage. Même si les méthodes sont différentes à quelques égards et que l'effort d'échantillonnage a varié d'une année à l'autre, on ne pense pas que de telles différences aient pu masquer des changements majeurs dans l'abondance des oiseaux (Bower, 2009). La comparaison des dénombrements de 1978-1980 à ceux de 2003-2005 ont montré des déclins significatifs des populations de plusieurs oiseaux de mer piscivores, y compris un déclin de 71 % dans les dénombrements moyens de Guillemots marbrés.

La plupart des indications de déclin des populations proviennent du sud de la Colombie-Britannique. Est-ce que ce déclin pourrait être attribuable à un déplacement de l'aire de répartition vers le nord en raison des changements climatiques? Nous ne disposons pas des données appariées nécessaires sur le nord de la Colombie-Britannique pour pouvoir analyser le déclin de manière rigoureuse, mais les déclins importants qui ont été documentés en Alaska et dans la baie Laskeek (Haida Gwaii) donnent à penser qu'il est peu probable que la dispersion de l'espèce vers le nord explique les changements dans les effectifs observés dans le sud de la Colombie-Britannique.

Dénombrements par radar

Les tendances temporelles dans les dénombrements par radar ont été modélisées au moyen d'un modèle d'effets mixtes (Bertram *et al.* [2011], rapport inédit). Les dénombrements ont été fondés sur le nombre de Guillemots marbrés entrant dans les bassins versants avant l'aube (n = 877 relevés à l'aube). Les dénombrements par radar ont été transformés en ln, de sorte que $Y_{i|R,t} = \log_e(\text{dénombrement}_{i,t} + 1)$, où *i* = station radar installée dans la région *R*, et *t* = année, et année 1996 étant associée à une valeur de 1. Le modèle englobe les effets fixés pour l'année et l'angle d'inclinaison du radar, le rayon de balayage du radar, le jour de l'année, et l'observateur comme effets aléatoires (Bertram *et al.*, 2011, rapport inédit).

Le modèle n'a montré aucune tendance générale des populations qui soit significative en ce qui concerne le Guillemot marbré dans six régions de conservation (tableau 11). Le Guillemot marbré a montré une tendance positive non significative de 2 % par année, ce qui donne à penser que la population a été stable entre 1996 et 2010 dans la région d'étude considérée dans son ensemble. Les tendances des populations ont été semblables d'une région à l'autre (figure 8). L'analyse Bootstrap a indiqué que toutes les tendances particulières à une région n'étaient pas significatives (les intervalles de confiance de 95 % ont inclus 0). L'est de l'île de Vancouver a constitué une exception possible à ces tendances, car la tendance qui y a été détectée était plus variable et comportait une probabilité plus grande d'être négative ($P_{\text{nég}} = 0,72$, tableau 12, figure 8; Bertram *et al.* [2011], rapport inédit).

Tableau 11. Estimations des paramètres du modèle illustrant les tendances temporelles relatives au nombre de Guillemots marbrés détectés aux stations radars réparties sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique.

Les dénombrements sont fondés sur le nombre de Guillemots marbrés entrants détectés avant l'aube. Les paramètres avec |valeur t| > 1,96 sont considérés comme statistiquement significatifs (P < 0,05). Les tendances sont fondées sur des relevés effectués à 62 stations radars dans six régions de conservation, avec 48 observateurs et sept modèles radars, et jusqu'à 15 années de données. N = 877.

Variable	Paramètre	Erreur-type	Valeur Z	Valeur P
Effets fixés				
Point d'intersection	-10,041	1,834	-5,47	<0,001
Année	0,022	0,023	0,93	0,351
Inclinaison	0,046	0,011	4,21	<0,001
Jour de l'année	0,155	0,020	7,60	<0,001
Jour de l'année – quadratique	-0,00044	0,00006	-7,55	<0,001
Effets aléatoires				
Variable	Écart-type			
Station/région	0,517			
Année|station	0,058			
Région	0,731			
Année|région	0,0003			
Année comme variable à catégorie	0,222			
Observateur	0,326			
Marque et type de radar	0,197			
Résiduelle	0,641			

Tableau 12. Estimations des tendances régionales fondées sur un modèle illustrant les tendances temporelles relatives au nombre de Guillemots marbrés détectés aux stations radars réparties sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique.

Les dénombrements sont fondés sur le nombre de Guillemots marbrés entrants détectés avant l'aube. Les tendances sont fondées sur des relevés effectués à 62 stations radars dans six régions de conservation, avec 48 observateurs et sept modèles radars, et jusqu'à 15 années de données. N = 877. Les centiles sont fondés sur l'analyse Bootstrap résiduelle des coefficients régionaux. Une proportion négative indique une proportion de la distribution à tendance négative.

Région	Estimation des tendances	Intervalle de confiance à 95 %		Proportion négative
Haida Gwaii	0,022	-0,017	0,031	0,27
Nord de la côte continentale	0,022	-0,015	0,040	0,25
Ouest de l'île de Vancouver	0,022	-0,007	0,042	0,10
Centre de la côte continentale	0,022	-0,006	0,057	0,07
Est de l'île de Vancouver	0,021	-0,068	0,039	0,72
Sud de la côte continentale	0,022	-0,019	0,033	0,32

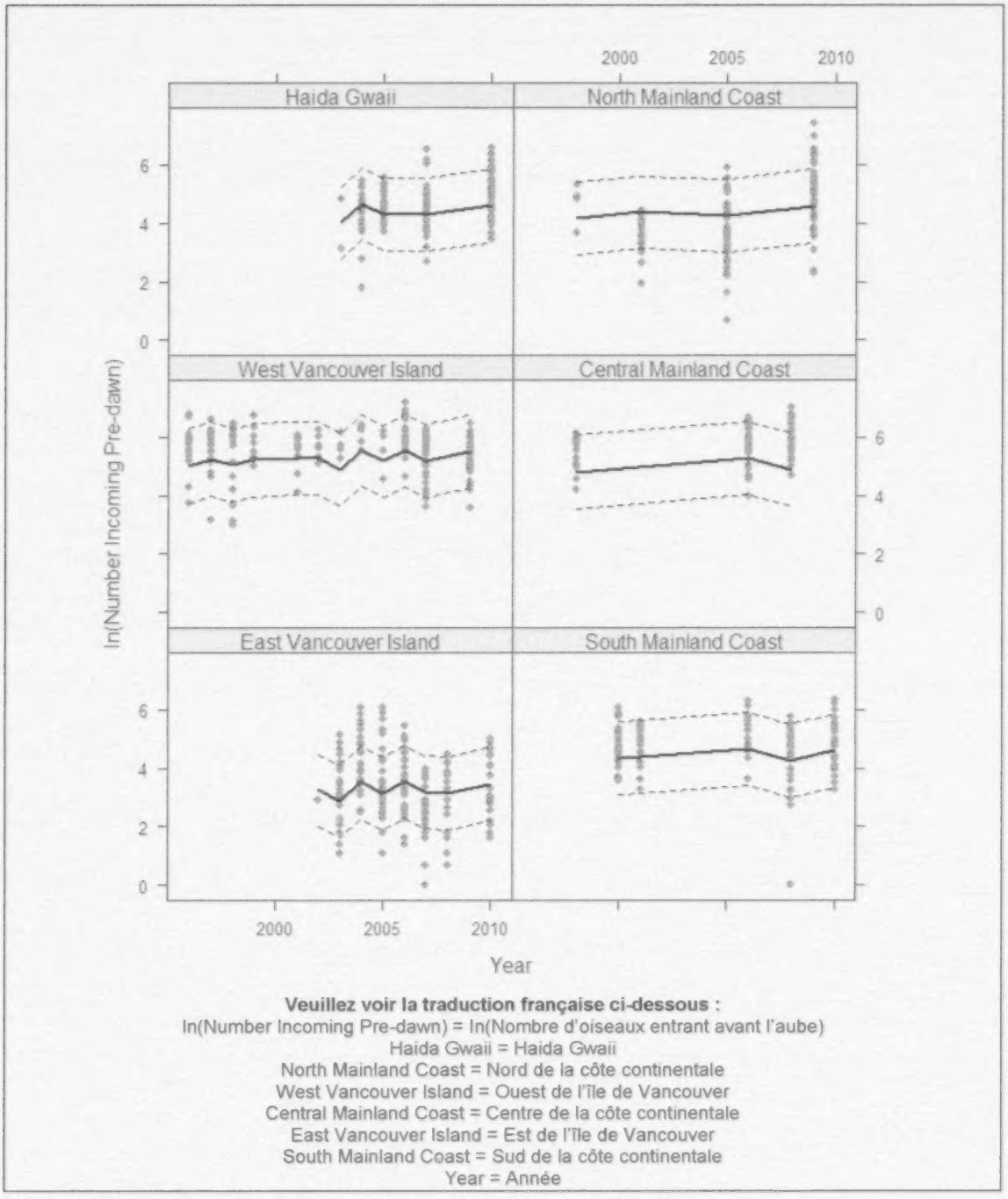


Figure 8. Tendances temporelles dans le nombre de Guillemots marbrés détectés aux stations radars réparties dans six régions de conservation de Colombie-Britannique, de 1996 à 2010. Les lignes épaisses indiquent les moyennes prédites selon le meilleur modèle des tendances, avec des intervalles de confiance à 95 % qui illustrent la variation interrégionale entre les stations (lignes minces). Les covariables ont été établies aux valeurs médianes (inclinaison = 10,65; jour de l'année = 176).

Détections à l'intérieur des terres

Certains guillemots ont été détectés au moyen de relevés audio-visuels (AV) normalisés, qui ont représenté durant un certain temps une méthode répandue d'évaluation de l'occupation des peuplements et des niveaux d'activités relatifs dans l'habitat forestier. La seule analyse des données de détection des AV pour déterminer les tendances à long terme a porté sur des relevés annuels effectués à 11 stations dans les bassins versants de la rivière Carmanah et de la rivière Walbran, au sud-est de l'île de Vancouver, de 1991 à 1999. L'analyse de covariance, avec la température comme covariable, a révélé un déclin significatif dans les détections d'occupation d'environ 65 % sur neuf ans (Burger *et al.*, 2007a). Cette analyse étant contrôlée pour les effets négatifs probables des mers chaudes, il a été présumé que les effets du déboisement récent et en cours dans et à proximité de ces bassins versants connaissaient un déclin (Burger *et al.*, 2007a).

Recensements des oiseaux de Noël

Quelques cercles des Recensements des oiseaux de Noël (CBC, pour Christmas Bird Counts) en Colombie-Britannique englobent d'importantes aires d'hivernage du Guillemot marbré (la plupart des cercles du CBC sont centrés sur des zones urbaines), et on peut s'inquiéter de la fiabilité des données du CBC comme indicateurs des tendances des guillemots (Piatt, 1998; Hayward et Iverson, 1998; voir l'annexe 1). Rodway *et al.* (1992) n'ont décelé aucune tendance claire dans les dénombrements de Guillemots marbrés en Colombie-Britannique dans les données du CBC, de 1957 à 1988. L'analyse a été menée au moyen d'un modèle hiérarchique qui utilise le nombre d'oiseaux détectés par heure-équipe comme indice de la population pour les cercles de dénombrement de quatre États américains et de Colombie-Britannique, dans lesquels les Guillemots marbrés ont été régulièrement présents (Niven *et al.*, 2009). L'analyse a montré un déclin général moyen durant la période de 40 ans de -0,87 % par année (intervalles de confiance à 95 % de -3,4 % à +1,7 %) (Audubon Society, 2009).

Bower (2009) a comparé les données du CBC relatives à deux périodes (1976-1985 et 1998-2007), qui sont issues de 11 dénombrements effectués dans le sud du détroit de Georgia et de Puget Sound, y compris 8 dénombrements dans le sud de la Colombie-Britannique. Durant l'intervalle de 20 ans séparant ces deux périodes, le nombre de Guillemots recensés a diminué de 68,5 %. D'autres oiseaux piscivores, notamment le Grèbe élégant (*Aechmophorus occidentalis*) et le Guillemot marmette ont connu des déclins semblables. Ces tendances correspondent à celles qui ont été révélées au moyen d'autres méthodes (dénombrements à partir de bateaux et dénombrements sur le rivage) durant les 20 dernières années dans la région (Bower [2009]; voir aussi les tendances relatives aux guillemots détectées au moyen de relevés en bateaux et résumées plus haut).

Les données du Recensement des oiseaux de Noël issues de 26 cercles de dénombrement en Colombie-Britannique ont été analysées aux fins du présent rapport (annexe 1). Les plages d'années échantillonnées se situaient entre 6 et 40 années;

tous les sites sauf deux ont présenté des changements significatifs sur plus de 20 ans avant 2008. Un site (Bamfield) a connu une augmentation significative du nombre de guillemots au cours des 22 dernières années. Neuf sites ont connu des déclins significatifs, et les 16 autres sites n'ont connu aucune tendance significative (voir les précisions à l'annexe 1). Il a été difficile de regrouper les données de plusieurs sites en raison des grandes différences dans les nombres de guillemots par site et des variations dans le nombre d'années couvertes (voir l'annexe 1). Il a été possible de regrouper les données des sites de la mer des Salich (détroit de Georgia et détroit de Juan de Fuca) pour couvrir la période de 1972 à 2008 (11 sites) et celles d'un échantillon légèrement plus grand pour couvrir la période de 30 ans, de 1978 à 2008 (14 sites). Ces deux échantillons regroupés ont révélé une importante variation annuelle et des déclins à long terme (figure A1-1 à l'annexe 1), mais ces tendances n'étaient pas statistiquement significatives.

Tendances dans les États voisins

Les populations de Guillemot marbré nichant dans les trois États situés au sud de la Colombie-Britannique (État de Washington, Oregon et Californie) sont très réduites et connaissent des déclins continus (Ralph *et al.*, 1995; McShane *et al.*, 2004; Raphael, 2006). Les modèles de populations publiés par McShane *et al.* (2004) ont prédit des déclins de 3 à 5 % par année dans ces populations et ce, pour les 20 prochaines années. Les données de surveillance fondées sur des relevés intensifs menés par bateaux en mer couvrant une grande partie de la côte des trois États ont confirmé ces prédictions : les populations combinées ont connu un déclin de 2,4 % par année ($P = 0,04$) de 2000 à 2008 (Falxa *et al.*, 2009). Ces tendances au déclin ont continué jusqu'en 2009, mais n'ont pas fait l'objet d'une analyse complète (G. Falxa, données inédites, février 2010). Si on exclut les données de 2000 (en raison de certaines différences dans les méthodes de relevés), on obtient un taux de déclin moyen dans les trois États de 4,3 % par année ($P = 0,003$), de 2001 à 2008 (Falxa *et al.*, 2009). La zone de surveillance bordant la Colombie-Britannique (zone 1, couvrant Puget Sound et le sud du détroit de Juan de Fuca) a présenté le taux de déclin le plus élevé (7,9 % par année; $P = 0,010$).

L'Alaska soutient la plus grande partie de la population de guillemots (tableau 1). Les données sur la taille et les tendances des populations sont éparses dans cette vaste région, mais l'analyse approfondie a indiqué des déclins massifs dans les effectifs dans la plupart des régions où les guillemots présentent les plus grandes concentrations d'individus nicheurs en Alaska (Piatt *et al.*, 2007). Des relevés en mer répétés dans certains sites ont révélé des déclins significatifs à cinq des huit sites de surveillance (les autres sites ne présentaient pas un déclin statistiquement significatif), les taux de déclin annuels se situant entre 5,4 % et 12,7 % depuis le début des années 1990. Ces relevés ont indiqué un déclin d'environ 75 % dans l'ensemble de la population de l'Alaska durant la période de 25 ans se terminant en 2006. Les relevés menés durant les dix dernières années ont montré que les effectifs des populations de Guillemot marbré se sont peut-être stabilisés ou ont peut-être augmenté dans les années 2000 dans certaines régions de l'Alaska, notamment dans d'importantes

populations de la partie sud de l'inlet Cook et de la baie Katchemak (Kuletz *et al.*, 2011a), les fjords Kenai (Arimitsu *et al.*, 2011) et la baie Glacier (Kirchoff *et al.* [2010]; voir aussi Piatt *et al.* [2011] en ce qui concerne les problèmes liés aux différences dans les techniques d'échantillonnage affectant ces données). L'importante population du golfe du Prince William a continué à présenter des déclins considérables de 5,5 % par année durant les années 2000 (Kuletz *et al.*, 2011b). De manière générale, Piatt *et al.* (2011) ont estimé que, malgré certaines indications relatives à l'amélioration des conditions dans les années 2000, la population de Guillemots marbrés de l'Alaska avait diminué de manière significative depuis les années 1970.

Conclusions sur les tendances de la population en Colombie-Britannique

Les données sont insuffisantes pour pouvoir conclure de manière définitive au sujet des tendances des populations de Guillemot marbré au Canada au cours des 30 dernières années (3 générations). Les populations de guillemots ont presque certainement connu un déclin durant la période, mais le taux de déclin exact demeure hypothétique. La récente analyse des dénombrements par radar menés dans six régions et couvrant des plages de seulement 6 à 14 années, au cours de la période 1996-2010, n'indique aucune tendance significative des populations quelle que soit la région, ou pour l'ensemble de la côte de Colombie-Britannique. Ce résultat concorde avec les quelques relevés en mer couvrant cette période, qui n'indiquent aussi aucune tendance significative depuis la fin des années 1990. Certaines données circonstancielles laissent croire que les impacts négatifs dans les milieux marins et terrestres où vivent les guillemots pourraient être devenus moins importants depuis la fin des années 1990. Depuis ce temps, le nord-est du Pacifique a été moins fortement affecté par la phase chaude de l'oscillation décennale du Pacifique, qui a généralement des effets négatifs sur les oiseaux de mer piscivores en Colombie-Britannique (Gjerdrum *et al.*, 2003; Hedd *et al.*, 2006), bien que les impacts exacts sur le Guillemot marbré ne soient pas clairs. Depuis le milieu des années 1990, une diminution du taux de déboisement dans les forêts côtières de Colombie-Britannique a aussi été notée (figure 4); cependant, on s'attend à ce que les impacts de la perte d'habitat cumulative continuent, mais à une moins grande vitesse.

Les dénombrements des guillemots qui passent l'hiver sont encore plus épars et limités spatialement. Les indications résumées plus haut et tirées de Bower (2009) et du Recensement des oiseaux de Noël (annexe 1) montrent des déclins dans les populations hivernantes en Colombie-Britannique, mais les relevés effectués par Arcese (données inédites) le long d'un transect de 11 km au large du sud de l'île de Vancouver n'ont révélé aucun déclin en hiver.

Les taux estimés de déclin dans les deux États bordant la Colombie-Britannique ont largement dépassé 1 % par année (voir les références plus haut : 7,9 % par année dans la zone 1 de l'État de Washington, qui borde la Colombie-Britannique, et 4,3 % par année dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'État de Washington, de l'Oregon et de la Californie, valeur fondée sur des relevés en mer beaucoup plus intensifs que ceux qui ont été réalisés en Colombie-Britannique; entre 5,4 % et 12,7 % par année en

Alaska, selon des relevés épars). Il semble peu probable que les guillemots de Colombie-Britannique soient à l'abri des facteurs négatifs causant des déclins dans les États voisins. Des régimes marins à grande échelle qui influent sur les oiseaux de mer en Colombie-Britannique existent aussi dans les États voisins (Piatt *et al.*, 2007) et, contrairement aux États-Unis, le déboisement à grande échelle dans l'habitat de nidification en milieu forestier se poursuit en Colombie-Britannique.

La perte d'habitat de nidification estimée est de 22 % pour les 30 dernières années (Long *et al.*, 2011; voir plus haut). Vu les données cohérentes selon lesquelles le nombre de guillemots nicheurs est corrélé de manière linéaire à la superficie disponible d'habitat de nidification (Raphael, 2006; Burger et Waterhouse, 2009), le taux de déclin dans la population nicheuse serait semblable, à savoir d'environ 0,7 % par année.

Les changements en milieu marin affectent aussi probablement les populations de guillemots. Il existe des données claires provenant tant des comparaisons historiques (Peery *et al.*, 2004a; Becker et Beissinger, 2006; Norris *et al.*, 2007) que des conditions actuelles (Becker *et al.*, 2007; Gutowsky *et al.*, 2009; Peery *et al.*, 2009b; Ronconi et Burger, 2008), selon lesquelles les conditions marines, découlant de la disponibilité des proies, ont un effet sur le recrutement des guillemots et les tendances des populations. D'autres oiseaux de mer, des mammifères marins et des poissons de grande taille, en particulier ceux qui comme les guillemots dépendent de petits poissons se rassemblant en bancs, ont connu aussi des déclins importants dans de nombreuses parties du nord-est du Pacifique au cours des 30 dernières années, et ces déclins ont été associés aux changements climatiques et aux fluctuations de régimes (revu *in* Piatt *et al.* [2007]; U.S. Fish and Wildlife Service [2009]). Le nombre de juvéniles à l'envol sur l'eau dans l'ensemble de l'aire de répartition des guillemots est généralement beaucoup plus faible que le nombre requis pour des populations stables, et presque tous les modèles démographiques qui utilisent les meilleures données disponibles prédisent des déclins de populations (voir les examens de Burger [2002]; McShane *et al.* [2004]; Piatt *et al.* [2007]).

Si l'on tient compte de toutes ces données, il est presque certain que la population a connu un déclin au cours des 30 dernières années mais, compte tenu de la rareté des données sur les tendances des populations avant 2000, il est impossible d'effectuer une estimation fiable de la disparition proportionnelle de populations durant cette période. Les diverses méthodes mènent aussi à des résultats plutôt contradictoires. Il semble que les facteurs qui déterminent ces déclins ont changé, de sorte que les populations sont demeurées assez stables au cours des 10 dernières années environ.

Immigration de source externe

Les populations connaissant des déclins importants des deux côtés de la Colombie-Britannique, on ne peut s'attendre à ce qu'une immigration de source externe transfrontalière soit profitable à très long terme pour la population de guillemots nicheurs en Colombie-Britannique.

MODÈLES DE VIABILITÉ DES POPULATIONS

Steventon *et al.* (2006) ont utilisé un modèle bayésien pour modéliser la persistance du Guillemot marbré en Colombie-Britannique pour diverses échelles temporelles, valeurs démographiques et options de gestion. Dans le cas d'une seule population indépendante (régionale), les simulations ont montré une probabilité réduite de persistance à environ moins de 5 000 couples (environ 15 000 oiseaux) et que cette probabilité diminuait rapidement à moins de 2 000 couples. La persistance a augmenté lorsque les populations se comportaient comme des sous-populations semi-indépendantes (en raison de la dispersion compensatoire d'une région à l'autre), en particulier si les facteurs nuisibles, dans l'habitat marin ou l'habitat de nidification, se manifestaient à différents moments (c'est-à-dire qu'ils étaient déphasés l'un par rapport à l'autre). Les résultats concordaient largement avec la modélisation de la viabilité des guillemots qu'ils avaient effectuée plus tôt (Steventon *et al.*, 2003) et avec la modélisation de la persistance plus générale utilisant des paramètres du cycle vital de 102 espèces (Reed *et al.*, 2003). En se fondant sur ces études, Steventon *et al.* (2006) ont conclu qu'une population occupant l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique et comptant 12 000 couples nicheurs ou plus répartis dans 3 à 6 populations régionales semi-indépendantes (p. ex. de 1 000 à 4 000 couples par région) semblait robuste sur le plan de la viabilité des populations compte tenu de diverses échelles spatiales, de diverses échelles temporelles, de l'incertitude relative aux paramètres démographiques et de la méthode de modélisation.

De quelle manière cette population nicheuse que l'on prédit stable se traduit-elle en nombre d'oiseaux? Cette information est utile, car ce sont des oiseaux et non des couples qui sont recensés, tant dans les relevés par radar que dans les relevés en mer. Certains guillemots non nicheurs volent vers l'intérieur des terres et sont dénombrés dans les relevés par radar (Peery *et al.*, 2004b). Dans leur modélisation, Steventon *et al.* (2006) ont appliqué une plage de 0,25 à 0,45 pour la proportion de la population composée de femelles nicheuses (c'est-à-dire le nombre de couples), ce qui couvre la plage des valeurs tirées des estimations sur le terrain (Burger, 2002; Cam *et al.*, 2003) et des hypothèses utilisées dans d'autres modèles de populations (Piatt *et al.*, 2007). Steventon *et al.* (2006) ont employé une valeur intermédiaire (0,33) dans leur conclusion, en présumant que 12 000 couples représentaient environ 36 000 oiseaux. Un rapport semblable de 1:3 (couples:oiseaux) a été utilisé dans d'autres conversions empiriques (p. ex. Burger [2004]).

La prudence est de mise lorsqu'il s'agit d'interpréter les résultats du modèle de simulation de Steventon *et al.* (2006). De nombreuses hypothèses ont été faites (clairement précisées dans l'article), en raison de la rareté des données robustes sur les paramètres démographiques, la taille des populations, la densité des nids, les effets des paramètres marins, les effets de la fragmentation et des bordures sur les guillemots nicheurs, les taux de prédation des nids et d'autres variables importantes. Afin de modéliser la persistance durant des périodes de 100 à 500 ans, Steventon *et al.* (2006) ont dû présumer un paramètre de croissance moyenne des populations (r) menant à une population stable (à savoir, r moyen = 0 ou $\lambda = 1$), mais ils ont modélisé diverses variances autour de cette moyenne afin d'étudier la persistance à long terme. L'hypothèse du r = 0 est assez optimiste, compte tenu du fait que les études de marquage et recapture de Guillemots marbrés menées dans baie Desolation (l'étude la plus intensive réalisée à ce jour et la seule étude de ce genre à avoir été menée en Colombie-Britannique) ont donné des valeurs de r inférieures à 0 (à savoir, λ calculé comme étant inférieur à 1), à l'exception des hypothèses démographiques les plus optimistes (Cam *et al.*, 2003).

De plus, Steventon *et al.* (2006) ont présumé que les populations semi-isolées subiraient les impacts des facteurs négatifs en mer ou à l'intérieur des terres à différents moments (c'est-à-dire que les conditions environnementales seraient légèrement déphasées d'une population à l'autre). Cela s'applique probablement à de nombreux facteurs clés, mais certaines influences négatives largement répandues (p. ex. El Niño, la phase chaude de l'oscillation décennale du Pacifique, les changements climatiques) affecteront sans doute l'ensemble ou la plupart des populations nicheuses au même moment, réduisant ainsi la viabilité des populations à long terme. Dans l'ensemble, la population persistante formée de 12 000 couples (36 000 oiseaux) doit être considérée comme une estimation optimiste minimale de la persistance à long terme (de 100 à 500 ans).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Les menaces connues et possibles pesant sur le Guillemot marbré ont été revues par Ralph *et al.* (1995), Burger (2002), McShane *et al.* (2004), Piatt *et al.* (2007) et U.S. Fish and Wildlife Service (1999), et elles sont résumées au tableau 13.

Tableau 13. Menaces connues, probables et hypothétiques pesant sur les populations de Guillemot marbré en Colombie-Britannique. Voir l'annexe 2 pour l'application de ces menaces dans l'évaluation de la situation du Guillemot marbré.
Voir aussi les revues de Burger (2002); McShane *et al.* (2004); Piatt *et al.* (2007) et U.S. Fish and Wildlife Service (2009).

Menace	Type	Commentaires	Référence
Perte de l'habitat de nidification forestier	Connue, actuelle	Les difficultés portent sur l'établissement d'une relation entre la qualité de l'habitat et les densités de guillemots et sur la quantification des tendances en matière d'habitat.	Burger (2002); Piatt *et al.* (2007); Zharikov *et al.* (2006, 2007); Burger et Waterhouse (2009).
Fragmentation des forêts	Connue, actuelle	La plupart des prédateurs se trouvent dans des zones fragmentées, dans les bordures et les chablis, et les changements dans les microclimats.	Burger (2002); Raphael *et al.* (2002); Marzluff *et al.* (2000); Malt et Lank (2007, 2009).
Prédation à l'intérieur des terres	Connue, actuelle	Associée à la fragmentation des forêts et aux activités humaines.	Raphael *et al.* (2002); Malt et Lank (2007, 2009); Peery et Henry (2010).
Production d'énergie éolienne et lignes électriques	Probable	Mortalité par collisions avec des éoliennes ou des lignes électriques installées sur terre ou en mer.	Cooper et Beauchesne (2004).
Production d'énergie au fil de l'eau et lignes électriques	Probable, actuelle	Perte d'habitat de nidification liée aux routes, aux emprises et aux infrastructures d'énergie; collisions avec des lignes électriques.	Les sociétés productrices d'énergie ont entrepris des travaux de recherche, mais aucun résultat n'a été rendu public.
Mortalité associée aux hydrocarbures	Connue, actuelle	Risque associé aux catastrophes pétrolières et à la pollution pétrolière chronique.	Burger (2002); McShane *et al.* (2004); Piatt *et al.* (2007); O'Hara et Morgan (2006).
Oiseaux empêtrés dans les engins de pêche	Connue, actuelle	Observation d'une mortalité due aux filets maillants.	Carter et Sealy (1984); Burger (2002); McShane *et al.* (2004); Smith et Morgan (2005); Piatt *et al.* (2007).
Variabilité du climat océanique	Probable	Variabilité attendue, compte tenu des impacts sur les autres populations d'oiseaux de mer en Colombie-Britannique.	Bertram *et al.* (2005); Hedd *et al.* (2006); Gjerdrum *et al.* (2003); Peery *et al.* (2004a, 2009b); Becker *et al.* (2007); Norris *et al* (2007); Piatt *et al.* (2007).
Aquaculture	Probable	Destruction de l'habitat d'alimentation et éviction (observés chez oiseaux aquatiques).	Booth et Rueggeberg (1989); Rueggeberg et Booth (1989); Vermeer et Morgan (1989).
Diminution des proies attribuable aux pêches	Hypothétique	Compétition avec les pêches actuelles et futures.	Becker et Beissinger (2006); Piatt *et al.* (2007).
Circulation des bateaux	Connue, actuelle	Perturbation des guillemots adultes qui s'alimentent.	Speckman *et al.* (2004); Hentze (2006); Bellefleur *et al.* (2009).
Contaminants	Connue, actuelle	P. ex. les métaux lourds dans le détroit de Quatsino.	Vermeer et Thompson (1992); U.S. Fish and Wildlife Service (2009).
Maladies, parasites et biotoxines	Hypothétique	Intoxication paralysante par les mollusques, et autres proliférations d'algues et maladies qui peuvent tuer les oiseaux de mer.	MacBean (1989); McShane *et al.* (2004); Piatt *et al.* (2007); US Fish & Wildlife Service (2009).

Perte de l'habitat de nidification

Il a été établi que la perte de l'habitat de nidification dans les forêts anciennes constituait la principale menace pour le Guillemot marbré en Colombie-Britannique et dans les États situés au sud. Il existe des résultats probants issus de diverses études menées à différentes échelles spatiales, selon lesquels les populations de guillemots présentent une relation linéaire avec les superficies disponibles d'habitat de nidification (revu par Burger et Waterhouse [2009]). Par conséquent, les populations devraient connaître un déclin proportionnel à la perte d'habitat de nidification adéquat. Les recommandations relatives au rétablissement en Colombie-Britannique sont axées sur le maintien de superficies suffisantes de forêts anciennes pour réduire le déclin de la population de guillemots à moins de 30 % par rapport au niveau de 2002 sur une période de 30 ans (3 générations), c'est-à-dire jusqu'en 2032 (CMMRT, 2003).

Augmentation des populations de prédateurs

Les populations de nombreux prédateurs des guillemots, en particulier les Corvidés, ont considérablement augmenté dans le nord-ouest du Pacifique au cours des 30 dernières années (Marzluff *et al.*, 1994; Peery et Henry, 2010). Piatt *et al.* (2007) ont analysé les données du Recensement des oiseaux de Noël de 1970 à 2006 et ont noté des augmentations statistiquement significatives, dans le sud de la Colombie-Britannique, du nombre de Pygargues à tête blanche, de Faucons pèlerins, de Geais de Steller et de Grands Corbeaux, et aucun changement significatif dans le nombre d'Éperviers bruns et de corneilles; ils ont constaté aussi une baisse significative du nombre d'Autour des palombes. Plusieurs études ont révélé une augmentation des densités d'oiseaux prédateurs, en particulier les Corvidés associés aux activités humaines (villes, camps de bûcherons, décharges, etc.) et à la fragmentation des forêts causée par les coupes à blanc (revu par Burger [2002], et Malt et Lank [2007, 2009]).

Fragmentation des forêts et prédation des nids

En plus de la perte d'habitat de nidification, la fragmentation des forêts et la création d'écotones abrupts associées aux coupes à blanc créeraient des menaces supplémentaires pour les guillemots nicheurs, principalement en faisant augmenter le risque de prédation par les Corvidés (Raphael *et al.*, 2002; Malt et Lank, 2007, 2009). L'augmentation des populations de Corvidés et d'autres prédateurs en Colombie-Britannique (voir plus haut) aggrave les effets de la fragmentation. Tel que mentionné plus haut, des changements microclimatiques négatifs sont susceptibles de se produire en raison des coupes à blanc et de la construction de routes.

Déversements d'hydrocarbures et autre pollution marine

Selon des rapports de situation et des programmes de rétablissement antérieurs, les déversements d'hydrocarbures constituent les principales menaces pour les guillemots (Rodway, 1990; Kaiser *et al.*, 1994; Hull, 1999). Même si aucune mortalité de guillemot associée à la pollution par les hydrocarbures n'a été documentée en Colombie-Britannique au cours de 20 dernières années, les menaces associées aux déversements d'hydrocarbures demeurent considérables, et le nombre de navires qui circulent dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique augmente (O'Hara et Morgan, 2006; P. O'Hara, Environnement Canada, données inédites). Les Guillemots marbrés se rassemblant dans les eaux littorales et passant la majeure partie de leur vie sur l'eau, ils comptent parmi les oiseaux les plus sensibles aux déversements d'hydrocarbures (Carter et Kuletz, 1995).

Les menaces que présentent d'autres contaminants chimiques pour les Guillemots marbrés sont peu connues mais, comme l'espèce se nourrit à des niveaux trophiques assez élevés, il est probable qu'elle soit sensible à la bioaccumulation de contaminants. Les BPC et les PBDE (ignifuges) sont considérés actuellement comme les produits présentant les risques les plus importants dans les mers intérieures abritées (U.S. Fish and Wildlife Service, 2009), et leur présence est plus probable dans la région de la mer des Salich (sud du détroit de Georgia et du détroit de Juan de Fuca).

Interactions avec les pêches

L'information relative aux interactions entre les pêches et les Guillemots marbrés en Colombie-Britannique a été résumée par Smith et Morgan (2005) et Piatt *et al.* (2007). Sur plus de 15 types de pêches pratiquées en Colombie-Britannique, les filets maillants utilisés pour la pêche au saumon semblent représenter la menace la plus importante pour le Guillemot marbré. Les impacts possibles de la pêche sportive (pêche à la ligne), de la pêche à la seine coulissante et de l'aquaculture demeurent peu connus. Une étude menée dans la baie Barkley dans les années 1980 a montré les graves répercussions de l'utilisation de filets maillants pour la pêche au saumon sur les guillemots nicheurs (Carter et Sealy, 1984). Même si l'intensité de la pêche aux filets maillants semble avoir diminué considérablement depuis, le problème demeure, et les données sur le taux de prises accessoires sont rares (Smith et Morgan, 2005; Piatt *et al.*, 2007). En se fondant sur les taux d'exploitation actuels, Smith et Morgan (2005) ont estimé qu'environ 550 Guillemots marbrés s'empêtrent dans les filets maillants chaque année en Colombie-Britannique (voir aussi Piatt *et al.* [2007] pour plus de précisions). Et comme bon nombre de ces oiseaux seraient des adultes, il en résulte un important impact disproportionnel sur les populations totales (Beissinger et Nur, 1997; Boulanger *et al.*, 1999). Les guillemots semblent peu susceptibles d'être pris dans les pêches à la palangre (servant à la pêche au flétan ou à la rascasse), dans les pêches à la traîne pour le saumon et les pêches au piège de la morue charbonnière, ou dans les chaluts (Smith et Morgan, 2005). Des travaux plus exhaustifs sont en cours pour documenter les interactions entre les pêches et les Guillemots marbrés (D. Bertram et K. Charleton, Environnement Canada), mais les résultats ne sont pas encore

disponibles. Le U.S. Fish and Wildlife Service (2009) a jugé aussi que les guillemots étaient susceptibles de s'empêtrer dans les engins de pêche abandonnés.

Les guillemots sont sensibles aux changements dans les populations de proies lorsque les espèces proies font l'objet d'une pêche commerciale. Actuellement, le principal recoupement se produit avec le hareng du Pacifique (revu par Piatt *et al.*, 2007). La surpêche du hareng et d'autres poissons qui se rassemblent en bancs dans le détroit de Georgia est associée aux déclins qu'ont connus les guillemots depuis un siècle (Norris *et al.*, 2007). Les stocks de hareng se sont rétablis dans certaines régions côtières, mais pas ceux d'autres espèces proies, et les effets du taux d'exploitation actuel sur les guillemots ne sont pas connus (Piatt *et al.*, 2007). Le lançon gourdeau, qui est l'autre principal poisson proie, ne fait l'objet d'aucune pêche commerciale, mais des lançons font l'objet d'une telle pêche dans d'autres régions du monde; si une telle pêche était lancée en Colombie-Britannique, elle aurait fort probablement des effets sur le Guillemot marbré. De plus, le taux d'exploitation actuel des Euphausiacés en Colombie-Britannique ne semble pas avoir de répercussions sur les guillemots (Piatt *et al.*, 2007), mais si ce taux augmentait pour répondre à la demande en vue d'alimenter les saumons d'élevage, les guillemots pourraient alors être affectés.

Aquaculture

Des conflits éventuels entre les oiseaux de mer et l'aquaculture associés aux perturbations de l'habitat et aux changements dans l'habitat ont été définis pour la région côtière appelée « Sechelt – Sunshine Coast », la région de Campbell River – baie Desolation, la région de la baie Barkley – bras Alberni, la région de la baie Clayoquot, la région de la baie Kyuquot et la région du détroit de la Reine-Charlotte, mais dans la plupart des régions côtières, il a été difficile d'évaluer le degré d'interférence (Booth et Rueggeberg, 1989; Rueggeberg et Booth, 1989). Le Guillemot marbré est présent régulièrement dans l'ensemble de ces régions, de manière saisonnière ou à l'année. Le nombre et la taille des installations aquacoles sur la côte de la Colombie-Britannique ont augmenté considérablement depuis les années 1980. Dans les eaux abritées au large de l'île de Vancouver et du sud de la côte continentale de la Colombie-Britannique, le nombre d'entreprises conchylicoles a augmenté de 50 %, la taille de ces entreprises a augmenté, et la superficie totale des concessions a plus que doublé depuis 1989 (tableau 14). Même si les canards qui se nourrissent de moules semblent profiter des entreprises conchylicoles (Žydelis *et al.*, 2009), ces dernières sont susceptibles d'avoir des conséquences négatives sur les espèces d'oiseaux qui se nourrissent de poissons comme le Guillemot marbré. Parmi ces conséquences, mentionnons le fait de devoir se déplacer pour se nourrir et les perturbations associées à la circulation des bateaux depuis les installations conchylicoles. Par exemple, les superficies des concessions des installations conchylicoles dans les inlets Malaspina, Okeover, Theodosia et Lancelot, utilisées par de nombreux guillemots nicheurs, représentent environ 8 % de la superficie en eau (Žydelis *et al.*, 2009).

Tableau 14. Changements dans le nombre et la superficie des concessions des installations conchylicoles et aquacoles dans les eaux abritées de Colombie-Britannique.
Analyse de H.A. Ford et J. Cragg (Université de Victoria) qui ont utilisé les données SIG fournies par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/omfd/fishstats/aqua/shellfish.html; en anglais seulement).

	Île de Vancouver – sud de la côte continentale		Baie Desolation – Campbell River, région côtière « Sechelt – Sunshine Coast », région du nord-ouest du détroit de Georgia	
Mesure	1989	2008	1989	2008
N^bre d'installations conchylicoles	365	549	301	372
Superficie totale des concessions (ha)	1 462	3 334	S.O.	2 439
Superficie moyenne des installations conchylicoles et aquacoles (ha)	5,4	6,5	S.O.	6,6

Perturbations par les bateaux

Plusieurs études ont montré que les Guillemots marbrés étaient facilement dérangés par le passage des bateaux, en particulier les bateaux de plaisance rapides. Parmi les réponses négatives aux bateaux, mentionnons la perturbation de l'alimentation des oiseaux, le vol éloignant les oiseaux des aires d'alimentation et l'incapacité de conserver les poissons capturés pour nourrir les oisillons (examiné par Piatt *et al.*, 2007; Hentze, 2006; Bellefleur *et al.*, 2009). Les perturbations répétées qui sont causées par les bateaux feront sans doute en sorte que les guillemots éviteront des aires d'alimentation par ailleurs appropriées, ce qui pourrait entraîner des conséquences à long terme pour les populations (Bellefleur *et al.*, 2009). La circulation des bateaux de plaisance étant de plus en plus intense dans de nombreuses parties de la zone côtière de Colombie-Britannique, elle pourrait poser un grand problème, en particulier dans la mer des Salich, le sud-ouest de l'île de Vancouver, la baie Barkley et la baie Clayoquot.

Développement énergétique et lignes électriques

On assiste à une augmentation importante du nombre de parcs d'éoliennes et d'installations hydroélectriques au fil de l'eau indépendantes qui sont construits ou proposés en Colombie-Britannique (Clean Energy BC, 2011). Les guillemots, comme bon nombre d'autres oiseaux de mer (Chamberlain *et al.*, 2006; Larsen et Guillemette, 2007), vont probablement éviter les parcs d'éoliennes construits dans les eaux littorales et se priver ainsi d'aires d'alimentation. Pour le moment, on ne trouve aucun parc d'éoliennes en exploitation ou en construction au large des côtes de

Colombie-Britannique, mais il est proposé de construire de grands parcs d'éoliennes dans le détroit de Hecate, au large de Haida Gwaii. On ne connaît pas les impacts probables de ces installations, mais certaines études sont en cours pour évaluer les risques de ces projets dans le détroit de Hecate. Il n'existe aucune centrale marémotrice dans les eaux de Colombie-Britannique, mais la côte ouest de l'île de Vancouver a été identifiée comme une des régions ayant l'un des plus grands potentiels d'énergie marémotrice au monde (Clean Energy BC, 2011). Si ces centrales marémotrices étaient construites, elles pourraient avoir des répercussions sur les aires d'alimentation littorales des guillemots.

Les projets d'éoliennes côtières et de centrales hydroélectriques au fil de l'eau auront probablement des répercussions négatives sur les guillemots si les installations sont construites dans les régions côtières qui chevauchent l'habitat de nidification des oiseaux. On compte actuellement 35 installations hydroélectriques de petite taille en exploitation dans les régions côtières de Colombie-Britannique, et certains autres projets sont à l'étape de la planification avancée (Clean Energy BC, 2011). Certains des projets de centrales au fil de l'eau nécessitent la construction de dizaines à centaines de kilomètres de routes et de lignes de transport d'électricité dans des régions où les guillemots pourraient nicher (p. ex. le projet hydroélectrique sur la rivière East Toba et la crique Montrose). Un grand projet de parc d'éoliennes (66 éoliennes) a été approuvé pour Knob Hill, près du cap Scott, dans le nord-est de l'île de Vancouver, mais les travaux de construction n'ont pas encore commencé (Sea Breeze Power, 2011). Les répercussions négatives de ces projets d'éoliennes et de centrales hydroélectriques pour les guillemots pourraient être les suivantes : risque de collision avec les éoliennes et les lignes électriques installées dans les trajectoires de vol des guillemots; perte d'habitat de nidification résultant de la construction de routes, d'installations de production d'électricité et de corridors de transport d'électricité; fragmentation plus importante du reste de l'habitat de nidification; et augmentation des populations de Corvidés prédateurs attirés par les activités humaines et les forêts déboisées en permanence. Certains promoteurs de projets hydroélectriques et d'éoliennes étudient présentement les répercussions possibles de ces installations sur les Guillemots marbrés, mais les résultats n'ont pas encore été publiés.

Changements climatiques

On ne sait pas quel sera le sort du Guillemot marbré en Colombie-Britannique dans les futurs régimes climatiques. L'espèce ayant été assez commune vers le sud en Oregon et dans l'État de Washington avant l'exploitation forestière industrielle, des températures chaudes ne sont peut-être pas comme telles un problème. Comme il a été mentionné plus haut, aucun effet négatif évident ne semble lié aux changements prédits dans les arbres dominants ou dans la répartition des zones biogéoclimatiques littorales terrestres. Les effets négatifs possibles pour l'habitat de nidification forestier pourraient comprendre une croissance réduite des épiphytes du couvert forestier qui fournissent des substrats pour les nids.

Des changements éventuels dans le milieu marin auront probablement un impact plus direct, mais, encore une fois, les impacts nets sur les guillemots demeurent hypothétiques et pourraient ne pas être nécessairement négatifs (voir l'examen de Piatt *et al.*, 2007).

Maladies et biotoxines

Les proliférations récentes du dinoflagellé *Alexandrium* spp. (une espèce responsable de l'intoxication paralysante par les mollusques) et de *Pseudo-nitszchia* sp. (produisant de l'acide domoïque) ont causé une mortalité élevée chez les oiseaux de mer à proximité du littoral, dans le nord-ouest du Pacifique, au cours des dernières années et pourraient faire augmenter les risques associés à un climat plus chaud pour les guillemots (examiné par McShane *et al.* [2004]; U.S. Fish and Wildlife Service [2009]). À l'automne 2009, des milliers d'oiseaux de mer ont été rejetés sur le littoral depuis le nord de l'État de Washington jusqu'au centre de la Californie en raison d'une prolifération d'*Akashiwo sanguinea* (voir les nombreux reportages à ce sujet; p. ex. *The Oregonian*, 28 octobre 2009). Cette algue, qui prolifère en eau chaude faiblement salée, produit des agents de surface ayant l'aspect d'une mousse (substances semblables à des détergents) qui couvrent les oiseaux de mer et les rendent plus perméables à l'eau, ce qui provoque l'hypothermie et la saturation en eau (Jessup *et al.*, 2009).

Évaluation globale des menaces

Le cadre de conservation de la Colombie-Britannique est une évaluation quantitative des menaces, fondée sur les meilleures données disponibles. Il s'agit d'une version modifiée des « Conservation Status Assessments » de l'UICN/NatureServe, qui permettent d'évaluer le risque de disparition des espèces (Master *et al.*, 2009). Le calcul de l'impact des menaces est assez peu sensible aux degrés d'incertitude qui caractérisent habituellement les données relatives à la plupart des espèces sauvages menacées. L'annexe 2 présente le calculateur des menaces pour le Guillemot marbré (établi par David Fraser, B.C. Conservation Data Centre, et Alan Burger, rédacteur du présent rapport). Même si l'impact de la plupart des menaces perçues pour le Guillemot marbré est faible, à l'exception de la perte d'habitat de nidification dans les forêts anciennes dont l'impact est moyen, l'impact global des menaces calculé est élevé (annexe 2).

PROTECTION, STATUTS ET CLASSIFICATIONS

NatureServe (2009) a attribué les cotes suivantes au Guillemot marbré, et les cotes provinciales ont été révisées en 2010 :

- cote mondiale – G3G4 (12 janvier 2001);
- cote mondiale arrondie – G3 (vulnérable);
- cote nationale (Canada) – N2 (en péril; 11 janvier 2000);
- cote provinciale (Colombie-Britannique) – S3B (vulnérable), S3N (vulnérable) (B = population nicheuse; N = population non nicheuse; la cote est passée de S2B à S4N en avril 2010; ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/atrisk/changes.htm (en anglais seulement);
- cote nationale (États-Unis) – N3N4;
- cote de l'État – Alaska (S2S3), Californie (S1), Oregon (S2), État de Washington (S3).

Le Guillemot marbré, selon la liste rouge de l'UICN, a la cote EN – en voie de disparition (BirdLife International, 2009). Le Guillemot marbré a été désigné espèce menacée par le COSEPAC en 1990 et 2000 et ajouté à la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du fédéral lors de son entrée en vigueur en 2003 (voir plus bas). L'espèce figure sur la liste bleue provinciale de la Colombie-Britannique et fait partie des espèces désignées de la stratégie de gestion des espèces sauvages désignées établie en vertu de la *Forest and Land Practices Act* de la Colombie-Britannique (voir plus bas).

La Colombie-Britannique a établi un nouveau cadre de conservation pour évaluer de manière plus objective les priorités en matière de conservation pour l'ensemble des taxons répertoriés dans la province (British Columbia Ministry of Environment, 2008; Bunnell *et al.*, 2009). De manière générale, le Guillemot marbré s'est vu accorder le rang de priorité le plus élevé en matière de conservation.

Protection et statuts légaux

Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs

Cette loi fédérale protège l'oiseau ainsi que les sites de nidification actifs, mais ne protège ni l'habitat de nidification ni les aires d'alimentation.

Loi sur les espèces en péril (LEP; en vigueur depuis 2003)

Le Guillemot marbré figure à l'Annexe 1 de la LEP. En 2006, l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré a rédigé un programme de rétablissement conforme à la LEP, mais ni le programme ni les plans d'action connexes n'avaient été mis en œuvre en juin 2011. Les recommandations de l'équipe de rétablissement ont été publiées plus tôt (CMMRT, 2003).

Forest and Range Practices Act de la Colombie-Britannique (FRPA; en vigueur depuis 2004)

L'article 5 de la Loi exige que les plans d'intendance forestière soient cohérents avec les objectifs d'utilisation des terres établis par le gouvernement de la Colombie-Britannique, mais cet article n'est pas appliqué habituellement à la gestion de l'habitat de nidification du Guillemot marbré. L'article 7 définit aussi des objectifs en termes de superficies d'habitat, de répartition des superficies d'habitat et de caractéristiques des superficies d'habitat pour la survie de l'espèce en péril en vertu de la FRPA. Le Guillemot marbré est visé par les avis de l'article 7 dans la plupart des districts de forêts côtières, et une priorité lui est accordée dans les plans d'intendance forestière dans les superficies d'habitat forestier classées comme secteurs ne faisant pas partie du territoire d'exploitation forestière (c'est-à-dire des terrains forestiers exploitables de moindre valeur).

Stratégie de gestion des espèces sauvages désignées

Cette stratégie s'applique aux espèces qui ont besoin d'efforts de gestion spéciaux en vertu de la FRPA, notamment le Guillemot marbré. Des directives en matière de gestion du Guillemot marbré en tant qu'espèce sauvage désignée ont été publiées (British Columbia Ministry of Environment, 2004). Les limites relatives à l'affectation d'au plus 1 % du territoire de base aux superficies d'habitat faunique (SHF) et la lente mise en œuvre de ces SHF ont été critiquées de manière répétée par le British Columbia Forest Practices Board (2010).

Le décret sur les forêts anciennes (Old Growth Order)

Ce décret (British Columbia Government, 2004) établit des objectifs provinciaux pour les forêts anciennes et des zones d'aménagement de forêt ancienne (Old Growth Management Areas [OGMA]) pour maintenir les valeurs de biodiversité et la représentation des écosystèmes. Dans la lettre de clarification relative au Guillemot marbré de janvier 2004, qui a été rédigée par le chef forestier et les sous-ministres adjoints d'autres ministères responsables, il est précisé que les OGMA doivent répondre aux exigences en matière d'habitat du Guillemot marbré si possible.

Wildlife Act de la Colombie-Britannique

L'article 34 de la Loi assure une protection aux oiseaux, à leurs œufs et aux nids occupés. L'article 5 de la Loi permet la désignation de terres dans une zone de gestion de la faune ou dans un refuge faunique. Le Guillemot marbré ne figure pas sur la liste actuelle (octobre 2010) des espèces en voie de disparition ou menacées aux termes de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique.

Forest Act de la Colombie-Britannique

La partie 13 de la *Forest Act* porte sur les permis d'exploitation forestière, les permis de routes, les permis de vente de bois, les permis de coupe libre, les permis de coupe, les permis d'utilisation spéciale, les plans d'exploitation et les plans de gestion.

Land Act de la Colombie-Britannique

La *Land Act* est la principale loi régissant l'utilisation des terres de la Couronne provinciales (c'est-à-dire des terres publiques) en Colombie-Britannique; elle sert à la mise en œuvre des principales décisions en matière d'utilisation des terres (voir Planification de l'utilisation des terres plus bas). Elle est nécessaire au maintien d'importantes superficies d'habitat de nidification possible des guillemots, en particulier à Haida Gwaii, et dans les régions de conservation du nord et du centre de la partie continentale de la province.

Autres lois fédérales et provinciales

Le Guillemot marbré et son habitat sont protégés aussi par plusieurs autres lois de la Colombie-Britannique. D'importantes superficies d'habitat de nidification sont préservées en vertu des dispositions de la *Parks Act* de la Colombie-Britannique, de la *Protected Area of B.C. Act* et de la *Ecological Reserve Act* (toutes ces superficies sont incluses dans les superficies protégées compilées au tableau 4). La *British Columbia Private Managed Forest Land Act* (2003) renferme des dispositions visant à faciliter la protection des superficies d'habitat essentiel pour la faune sur des terres forestières privées, mais ne semble pas avoir été appliquée à l'habitat de nidification des guillemots sur les terres privées (D. Lindsay, TimberWest, comm. pers., avril 2010).

En mer, la protection contre la pollution et la perte d'habitat du poisson est assurée en vertu de la *Loi sur les pêches* du Canada et de la *Fisheries Act* de la Colombie-Britannique. La *Loi sur les aires marines nationales de conservation du Canada* a été adoptée en 2002 pour créer des aires marines protégées. Il n'existe actuellement aucune aire marine protégée qui touche le Guillemot marbré, mais les travaux de l'aire marine nationale de conservation de Gwaii Haanas sont presque terminés (R. Vennesland, Parcs Canada, comm. pers., avril 2010). Les Guillemots marbrés nichant et s'alimentant dans la réserve de parc national du Canada Pacific Rim, la réserve de parc national du Canada Gwaii Haanas et la réserve de parc national du Canada des Îles-Gulf sont protégés par diverses lois en vertu desquelles ces réserves de parcs ont été établies.

Conclusions sur la protection et les statuts légaux

Malgré l'existence de nombreux outils de protection possibles de l'habitat du Guillemot marbré, aucun examen des politiques n'a été réalisé pour déterminer quels outils permettraient l'atteinte des objectifs de rétablissement de l'espèce de la meilleure manière.

Statuts et classifications non prévus par la loi

Planification de l'utilisation des terres

Des plans d'utilisation des terres stratégiques ont été préparés ou sont sur le point d'être terminés pour la majeure partie de l'aire de répartition du Guillemot marbré. L'entente stratégique sur l'utilisation des terres de Haida Gwaii (British Columbia Government, 2007) vise 225 000 hectares de superficies protégées et fait augmenter à 67 % la proportion de l'habitat de nidification qui y est protégée (tableau 4). Les décisions relatives à l'utilisation des terres annoncées en 2006 pour le centre et le nord de la côte de la Colombie-Britannique ont mené à la création de nouvelles zones de conservation et de nouveaux parcs, à des projets d'organismes de conservation et de parcs et à la mise en œuvre de la gestion écosystémique (GE) pour une grande partie de ces terres littorales (British Columbia Government, 2008). Les superficies protégées nouvelles et confirmées ont contribué à la protection d'environ 30 % de l'habitat dans chaque région (tableau 4; Mather *et al.*, 2010). Le plan d'utilisation des terres de l'île de Vancouver renferme des dispositions qui étendent les objectifs de conservation des vieilles forêts au territoire de base dans certaines zones particulières afin de répondre aux besoins du Guillemot marbré (British Columbia Government, 2000).

Certification en gestion forestière durable

Les programmes de certification forestière renferment des dispositions relatives aux normes environnementales (p. ex. la norme CAN/CSA Z809 de l'Association canadienne de normalisation; la norme du Forest Stewardship Council; la norme du Programme for Endorsement of Certification Schemes; et la norme de la Sustainable Forest Initiative).

Protection et propriété de l'habitat

La majeure partie de l'habitat de nidification du Guillemot marbré (probablement plus de 80 % de la superficie) se trouve sur des terres de la Couronne gérées par le gouvernement de la province de la Colombie-Britannique, mais ce pourcentage varie selon la région de conservation. Par exemple, dans la région de conservation de l'est de l'île de Vancouver, la majeure partie (environ 65 %) de l'habitat se trouve sur des terres forestières privées (M. Mather, comm. pers., 2012). Le ministère des Forêts, des Terres et des Ressources naturelles de la Colombie-Britannique est responsable de la gestion de ces forêts publiques; et le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique est responsable de la gestion de l'habitat dans les parcs provinciaux et de l'établissement de certaines superficies d'habitat protégé telles que les SHF. D'importantes parcelles d'habitat de nidification se trouvent sur des terres sous gestion fédérale, notamment la réserve de parc national du Canada de Pacific Rim (sud-ouest de l'île de Vancouver) et la réserve de parc national du Canada de Gwaii Haanas (Haida Gwaii).

Superficies d'habitat de nidification protégées

Selon le modèle du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (Mather *et al.*, 2010) et les données disponibles en juin 2011, une superficie d'habitat d'environ 681 785 hectares est protégée dans la zone de l'intérieur qui s'étend de 0 à 50 km (34,4 % de la superficie d'habitat totale estimée; tableau 4). La proportion protégée dans la zone de 0 à 30 km (celle qui est probablement utilisée par les guillemots) est du même ordre (631 814 hectares ou 34,6 %; tableau 4). Ces estimations englobent toutes les catégories de superficies protégées, y compris les parcs nationaux et provinciaux, les réserves écologiques, les SHF, les zones de conservation établies conformément à des ententes stratégiques relatives à l'utilisation des terres sur les côtes du nord et du centre et à Haida Gwaii, les zones d'aménagement de forêts anciennes, les aires d'hivernage des ongulés et d'autres terres protégées (voir la note de bas de page du tableau 4). La proportion d'habitat protégé dans chaque région de conservation se situe entre 16 % (0-30 km; est de l'île de Vancouver) à 67 % (Haida Gwaii), alors qu'elle est de 22 à 34 % dans les autres régions de conservation et ce, tant pour la zone de 0 à 30 km que pour celle de 0 à 50 km (tableau 4). Les superficies actuellement protégées représentent la moitié de la superficie totale à l'échelle de la côte qui a été recommandée par l'équipe de rétablissement (70 % de l'habitat potentiel disponible en 2002; CMMRT [2003]).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Le COSEPAC remercie les personnes suivantes qui ont fourni des informations sur les connaissances traditionnelles autochtones et l'importance du Guillemot marbré pour les Premières nations : Barbara Beasley (Ph.D.) (consultante, Ucluelet); Helen Chabot (Parcs Canada, Sidney); Alvin Cober (BC Ministry of Forest, Lands and Natural Resource Operations, Haida Gwaii); Denise Dalmer et Tom Okey (West Coast Aquatic, Port Alberni); Karen Haugen (Parcs Canada, Ucluelet); Anne Stewart (Bamfield Marine Sciences Centre); Barbara J. Wilson Kii'iljus (Parcs Canada, Gwaii Haanas); et Tom Woods (agent de liaison avec les Premières nations, à Environnement Canada). Rebecca Wigen (Université de Victoria, département d'anthropologie) a fourni des publications essentielles et des avis portant sur les données archéologiques.

Monica Mather et Trudy Chatwin (B.C. Ministry of Forest, Lands and Natural Resource Operations), et Linda Sinclair (B.C. Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations) ont donné de nombreuses explications sur leurs travaux de modélisation de l'habitat; et M^{mes} Mather et Sinclair ont analysé gracieusement plusieurs fois les données pour obtenir les sorties récentes du modèle d'étude. Trisalyn Nelson (Ph.D.) et Jed Long (Université de Victoria) ont expliqué leur modèle sur les tendances en matière d'habitat et ont fourni des renseignements utiles concernant la complexité de leurs travaux. Stephanie Hazlitt (Ph.D.) (B.C. Ministry of Environment) a facilité l'analyse des tendances en matière d'habitat, a transmis d'autres rapports gouvernementaux et a formulé des commentaires utiles sur de nombreux aspects du présent rapport. Helen Ford et Jenna Cragg (Université de Victoria) ont fourni une évaluation des répercussions de l'aquaculture. David Fraser (B.C. Ministry of Environment) et Leah Ramsay (B.C. Conservation Data Centre) ont expliqué le nouveau cadre de conservation, et M. Fraser nous a aidés à remplir le tableau d'évaluation des menaces pour le Guillemot marbré (annexe 2).

Peter Arcese (Ph.D.) (University of British Columbia) et Tony Gaston (Ph.D.) (Environnement Canada, Ottawa) ont fourni des données inédites sur les relevés en mer et ont formulé des commentaires sur les tendances relatives à ces données. John Piatt (Ph.D.) (U.S. Geological Service) a fourni des rapports inédits et des explications sur les tendances des populations de Guillemot marbré en Alaska. Doug Bertram (Ph.D.) (Environnement Canada) a fourni des données inédites de dénombrements par radar; M. Bertram et Bernard Schroeder (consultant, Nanaimo) ont fourni un aperçu des tendances détectées au moyen des dénombrements par radar. Hannah Horn (consultant, Victoria) a expliqué certains aspects de son examen de l'habitat. Martin Raphael (Ph.D.) (U.S. Forest Service), Kim Nelson (Université de l'Oregon) et Gary Falxa (U.S. Fish and Wildlife Service) ont fourni des rapports et des données sur les tendances du Guillemot marbré dans l'État de Washington, en Oregon et en Californie, et des rapports de surveillance du Guillemot marbré préparés dans le cadre du plan forestier des États-Unis. Vicki Friesen (Ph.D.) (Université Queen's) a fourni des données et a révisé la section portant sur la génétique des populations. Zach Peery (Ph.D.) (Université du Wisconsin, Madison) a fourni des données et des documents préliminaires sur la génétique des populations et les prédateurs. Yuri Zharikov (Ph.D.),

Todd Golumbia et Ross Vennesland, à Parcs Canada, ont fourni des rapports et des explications utiles concernant les parcs. Marven Eng (BC Forest Practices Board) a transmis des données brutes issues de ses calculs antérieurs de la superficie de l'habitat; M. Eng et Alvin Cober (B.C. Ministry of Forest, Lands and Natural Resource Operations) ont fourni des interprétations intéressantes des résultats des modèles sur les tendances des populations. Doug Steventon (B.C. Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations) a fourni un aperçu utile de son analyse de viabilité des populations et d'autres aspects de la biologie du Guillemot marbré. Wayne Wall et Les Kiss (de la Coast Forest Products Association) ont gentiment fourni les données sur les volumes de bois coupé dans la région côtière de la Colombie-Britannique, et Sue McDonald (Western Forest Products) et David Lindsay (TimberWest) les ont simplifiées.

Certains membres du groupe de mise en œuvre du rétablissement de l'habitat de nidification du Guillemot marbré (Trudy Chatwin – présidente, Greg George, Stephanie Hazlitt, Monica Mather, Bernard Schroeder, Ross Vennesland et Wayne Wall) ont fourni des commentaires intéressants sur les premières parties concernant les tendances en matière d'habitat. Ce groupe ainsi que plusieurs membres de l'équipe canadienne de rétablissement du Guillemot marbré (Ian Parnell – président par intérim, Trudy Chatwin, David Lindsay, Sue McDonald, Louise Waterhouse, Bernard Schroeder, Doug Steventon et John Deal [ancien membre de l'équipe]) ont fourni des commentaires utiles sur les ébauches du présent rapport de situation. Elsie Krebs (Ph.D.) et Mark Drever (Ph.D.) ont formulé des commentaires sur les données radar. Les personnes suivantes ont aussi examiné l'ébauche du rapport : David Fraser, Stephanie Hazlitt, Leah Ramsay, Wjedvin et « certaines autres personnes » au ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique; Melinda Lontoc-Roy, Kristina Makkay, Christie Whelan et Chris Wood, à Pêches et Océans Canada; Andrea Lawrence; Ruben Boles et Marie-France Noel (Gestion des normes et populations d'espèces, Service canadien de la faune); John Deal (Western Forest Products) et Marty Leonard (Ph.D.) (Université Dalhousie). Alain Filion (COSEPAC) et Simon Nadeau (MPO) ont facilité les contacts et ont prodigué des conseils concernant la rédaction du présent rapport.

Un gros merci à tous!

SOURCES D'INFORMATION

Agence Parcs Canada. 2008a. Réserve de parc national du Canada Pacific Rim – Rapport de l'état du parc, Réserve de parc national du Canada Pacific Rim, Ucluelet (C.-B.), 64 p., disponible à l'adresse : http://www.pc.gc.ca/fra/pn-np/bc/pacificrim/plan.aspx (consulté en juin 2011).

Agence Parcs Canada. 2008b. State of the Park Report Technical Compendium – the Ecological Integrity Component, Réserve de parc national du Canada Pacific Rim, Ucluelet (C.-B.), 112 p.

Agler, B.A., S.J. Kendall et D.B. Irons. 1998. Abundance and distribution of Marbled and Kittlitz's murrelets in southcentral and southeast Alaska, *Condor* 100:254-265.

AOU (American Ornithologists' Union). 2009. Check-list of North American Birds, 7th edition and 50th supplement, disponible à l'adresse : http://www.aou.org/checklist/north/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Arcese P., D. Bertram, A.E. Burger, S. Cullen, J. Deal, J. Gibbs, A. Fall, A. Harfenist, W. Harper, G. Jones, D. Lank, D. Lindsay, I. Manley, E. Selak, S. Runyan, B. Schroeder, C. Staudhamer, D. Steventon et G. Sutherland. 2005. Monitoring designs to detect population declines and identify their causes in the Marbled Murrelet, Report to BC Ministry of Water, Land & Air Protection, Centre for Applied Conservation Research, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).

Arimitsu, M., J.F. Piatt, M.D. Romano et T.I. Van Pelt. 2011. Status and distribution of the Kittlitz's Murrelet *Brachyramphus brevirostris* in Kenai Fjords, Alaska, *Marine Ornithology* 39:13-22.

Audubon Society. 2009. State of the birds report: Appendix, disponible à l'adresse : http://www.audubon.org/news/pressroom/bacc/pdfs/Appendix.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Beasley, B., et D. Foxcroft. 2008. Species At Risk within Nuu-chah-nulth Territories, Compiled for the Uu-a-thluk Council of Ha!wiih and Nuu-chah-nulth Nations, disponible à l'adresse : http://uuathluk.ca/SARAGuidebook_02.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Beauchamp, W.D., F. Cooke, C. Lougheed, L.W. Lougheed, C.J. Ralph et S. Courtney. 1999. Seasonal movements of Marbled Murrelets: evidence from banded birds, *Condor* 101:671-674.

Becker, B.H., et S.R. Beissinger. 2006. Centennial decline in the trophic level of an endangered seabird after fisheries decline, *Conservation Biology* 20:470-479.

Becker, B.H., M.Z. Peery et S.R. Beissinger. 2007. Ocean climate and prey availability affect the trophic level and reproductive success of the marbled murrelet, an endangered seabird, *Marine Ecology Progress Series* 329:267-279.

Beissinger, S.R., et N. Nur. 1997. Appendix B: Population trends of the Marbled Murrelet projected from demographic analysis, p. B1-B35 *in* U.S. Fish and Wildlife Service, Recovery plan for the threatened Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) in Washington, Oregon and California, U.S. Fish and Wildlife Service, Portland (Oregon).

Bellefleur, D., P. Lee et R.A. Ronconi. 2009. The impact of recreational boat traffic on Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) off the west coast of Vancouver Island, British Columbia, *Journal of Environmental Management* 90:531-538.

Bertram D.F., A.E. Burger, D. Lindsay, A. Cober et A. Harfenist. 2007. Marbled

Bertram D.F., M.C. Drever, B.K. Schroeder, D. Lindsay et D. Faust. 2011. Temporal trends in Marbled Murrelet abundance in Canada, rapport inédit, Environnement Canada, Division des sciences de la faune.

Bertram, D.F., A. Harfenist et B.D. Smith. 2005. Ocean climate and El Niño impacts on survival of Cassin's Auklets from upwelling and downwelling domains of British Columbia, *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 62:2841-2853.

Bigger, D., M.Z. Peery, J. Baldwin, S. Chinnici et S.P. Courtney. 2006. Power to detect trends in marbled murrelet populations using audiovisual and radar surveys, *Journal of Wildlife Management* 70:492-503.

BirdLife International. 2009. IUCN Red List Category as evaluated by BirdLife International - the official Red List Authority for birds for IUCN, disponible à l'adresse : http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3309 (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Booth, J., et H. Rueggeberg. 1989. Marine birds and aquaculture in British Columbia: assessment and management interactions, Phase II report: assessment of geographical overlap, Série de rapports techniques n° 73, Service canadien de la faune, Région du Pacifique et du Yukon, Delta (Colombie-Britannique).

Boulanger, J., K. Martin, G. Kaiser et A.E. Derocher. 1999. Evaluating uncertainty in estimating population trends of Marbled Murrelets, p. 53-63 *in* Biology and conservation of forest birds, A.W. Diamond et D.N. Nettleship (éd.), Société des ornithologistes du Canada, Special Publication No. 1, Fredericton Nouveau-Brunswick (Canada).

Bower, J.L. 2009. Changes in marine bird abundance in the Salish Sea: 1975 to 2007, *Marine Ornithology* 37:9-17, disponible à l'adresse : http://www.marineornithology.org/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Bradley, J.E., et J.M. Marzluff. 2003. Rodents as nest predators: influences on predatory behavior and consequences to nesting birds, *The Auk* 120:1180-1187.

Bradley, R.W. 2002. Breeding ecology of radio-marked Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) in Desolation Sound, British Columbia, thèse de maîtrise, Université Simon Fraser, Burnaby (Colombie-Britannique), 86 p.

Bradley, R.W., et F. Cooke. 2001. Cliff and deciduous tree nests of Marbled Murrelets in southwestern British Columbia, *Northwestern Naturalist* 82:52-57.

British Columbia Forest Practices Board. 2010. Disponible à l'adresse : http://www.fpb.gov.bc.ca/reportsearch.aspx (consulté en mai 2012; en anglais seulement).

British Columbia Government. 2000. Vancouver Island Land Use Plan, disponible à l'adresse : http://www.ilmb.gov.bc.ca/slrp/lrmp/nanaimo/vancouver_island/index.html (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

British Columbia Government. 2004. Non-spatial Old Growth Order, disponible à l'adresse : http://archive.ilmb.gov.bc.ca/slrp/lrmp/policiesguidelinesandassessements/oldgrowth/index.html (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

British Columbia Government. 2007. Haida Gwaii strategic land use agreement between the indigenous people of Haida Gwaii as represented by the Council of the Haida Nation (the "Haida") and the Province of British Columbia (the "Province") as represented by the Ministry of Agriculture and Lands, disponible à l'adresse : http://www.ilmb.gov.bc.ca/slrp/lrmp/nanaimo/haidagwaii/index.html (consulté en juin2011; en anglais seulement).

British Columbia Government. 2008. Central and North Coast Environment-based Management Implementation, disponible à l'adresse : http://ilmbwww.gov.bc.ca/slrp/lrmp/nanaimo/central_north_coast/index.html (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

British Columbia Ministry of Environment Climate Action Secretariat. 2010. Disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/cas/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

British Columbia Ministry of Environment. 2004. Identified Wildlife Management Strategy, Accounts and Measures for Managing Identified Wildlife: Marbled Murrelet *Brachyramphus marmoratus*, B.C. Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/wld/frpa/iwms/accounts.html (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

British Columbia Ministry of Environment. 2008. Conservation framework: BC's new approach to conserving species and ecosystems, disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/conservationframework/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

British Columbia Ministry of Environment. 2010. Approved Wildlife Habitat Areas (WHAs): Marbled Murrelet, disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/cgi-bin/apps/faw/wharesult.cgi?search=species&species=marbled+murrelet&speciesname=english&submit=Search (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Bunnell, F.L., D.F. Fraser et A.P. Harcombe. 2009. Increasing effectiveness of conservation decisions: a system and its application, *Natural Areas Journal* 29:79-90.

Burger A.E., I.A. Manley, M. Silvergieter, D.B. Lank, K.M. Jordan, T.D. Bloxton et M.G. Raphael. 2009a. Re-use of nest sites by Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) in British Columbia, *Northwestern Naturalist* 90:217-226.

Burger A.E., R.E. Page et J.L. Cragg. 2007b. Radar counts of Marbled Murrelets in Clayoquot Sound, 2006 compared with 1996-1998, rapport inédit, Department of Biology, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique).

Burger, A.E. (éd.) 2004. Standard methods for identifying and ranking nesting habitat of Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) in British Columbia using air photo interpretation and low-level aerial surveys, Ministry of Water, Land and Air Protection, Victoria (Colombie-Britannique) and Ministry of Forests, Nanaimo (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/fia_docs/mamu_standard.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Burger, A.E. 1995. Marine distribution, abundance, and habitats of Marbled Murrelets in British Columbia, p. 295-312 *in* Ecology and conservation of the Marbled Murrelet, C.J. Ralph, G.L. Hunt, Jr., M.G. Raphael et J.F. Piatt (éd.), Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-152, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Dept. Agriculture, Albany (Californie).

Burger, A.E. 2001. Using radar to estimate populations and assess habitat associations of Marbled Murrelets, *Journal of Wildlife Management* 65:696-715.

Burger, A.E. 2002. Conservation assessment of Marbled Murrelets in British Columbia: review of the biology, populations, habitat associations, and conservation, Service canadien de la faune, Région du Pacifique et du Yukon, Delta (Colombie-Britannique), Série de rapports techniques n° 387, disponible à l'adresse : http://www.sfu.ca/biology/wildberg/bertram/mamurt/PartA.pdf (en anglais seulement).

Burger, A.E. 2007. Appendix D. Current population estimates – British Columbia, p. 189-195 *in* Piatt, J.F., K.J. Kuletz, A.E. Burger, S.A. Hatch, V.L. Friesen, T.P. Birt, M.L. Arimitsu, G.S. Drew, A.M.A. Harding et K.S. Bixler, Status Review of the Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) in Alaska and British Columbia), U.S. Geological Survey Open-File Report 2006-1387, disponible à l'adresse : http://pubs.usgs.gov/of/2006/1387/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Burger, A.E., B. Hansen, E.A. Stewart, D. Bellefleur, D. Edwards, H.R. Carter, S. Howlin et A.J. Gaston. 2007a. Appendix E. Population trends of the Marbled Murrelet evident from at-sea surveys in British Columbia, p. 197-209 *in* Piatt, J.F., K.J. Kuletz, A.E. Burger, S.A. Hatch, V.L. Friesen, T.P. Birt, M.L. Arimitsu, G.S. Drew, A.M.A. Harding et K.S. Bixler, Status Review of the Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) in Alaska and British Columbia, U.S. Geological Survey Open-File Report 2006-1387, disponible à l'adresse : http://pubs.usgs.gov/of/2006/1387/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Burger, A.E., C.L. Hitchcock, E.A. Stewart et G.K. Davoren. 2008. Coexistence and spatial distributions of Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) and other alcids off southwest Vancouver Island, British Columbia, *The Auk* 125:192-204.

Burger, A.E., et F.L. Waterhouse. 2009. Relationships between habitat area, habitat quality, and populations of nesting Marbled Murrelets, *BC Journal of Ecosystems and Management* 10(1):101-112, disponible à l'adresse : www.forrex.org/publications/jem/ISS50/vol10_no1_art10.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Burger, A.E., et R.E. Page. 2007. The need for biological realism in habitat modeling: a reinterpretation of Zharikov *et al.* (2006), *Landscape Ecology* 22:1273-1281.

Burger, A.E., F.L. Waterhouse, A. Donaldson, C. Whittaker et D.B. Lank. 2009b. New methods for assessing Marbled Murrelet nesting habitat: Air photo interpretation and low-level aerial surveys, *BC Journal of Ecosystems and Management* 10(1):4-14, disponible à l'adresse : http://forrex.org/sites/default/files/publications/jem_archive/ISS50/vol10_no1_art2.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Burger, A.E., J. Hobbs et A. Hetherington. 2005. Testing models of habitat suitability for nesting Marbled Murrelets, using low-level aerial surveys on the North Coast, British Columbia, Report to Ministry of Water, Land and Air Protection, Smithers (Colombie-Britannique).

Burger, A.E., T.A. Chatwin, S.A. Cullen, N.P. Holmes, I.A. Manley, M.H. Mather, B.K. Schroeder, J.D. Steventon, J.E. Duncan, P. Arcese et E. Selak. 2004. Application of radar surveys in the management of nesting habitat of Marbled Murrelets *Brachyramphus marmoratus*, *Marine Ornithology* 32:1-11, disponible à l'adresse : http://www.marineornithology.org (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Burkett, E.E. 1995. Marbled Murrelet food habits and prey ecology, p. 223-246 *in* Ecology and conservation of the Marbled Murrelet, C.J. Ralph, G.L. Hunt, Jr., M.G. Raphael et J.F. Piatt (éd.), Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-152, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Dept. Agriculture, Albany (Californie).

Cam, E., L. Lougheed, R. Bradley et F. Cooke. 2003. Demographic assessment of a Marbled Murrelet population from capture-recapture data, *Conservation Biology* 17:1118-1126.

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser et M.C.E. McNall. 1990. The birds of British Columbia, vol. 1 et 2, Royal British Columbia Museum et Service canadien de la faune, Victoria (Colombie-Britannique).

Carter, H.R. 1984. At-sea biology of the marbled murrelet in Barkley Sound, British Columbia, thèse de maîtrise, Université du Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

Carter, H.R., et K. Kuletz. 1995. Mortality of Marbled Murrelets due to oil pollution in North America, p. 261-269 *in* Ecology and conservation of the Marbled Murrelet, C.J. Ralph, G.L. Hunt, Jr., M.G. Raphael et J.F. Piatt (éd.), Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-152, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Dept. Agriculture, Albany (Californie).

Carter, H.R., et S.G. Sealy. 1984. Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) mortality due to gill-net fishing in Barkley Sound, British Columbia, p. 212-220 *in* Marine birds: their feeding ecology and commercial fisheries relationships, D.N. Nettleship, G.A. Sanger et P.F. Springer (éd.), Service canadien de la faune, Publication spéciale, Ministère de l'Approvisionnement et des Services, Ottawa.

Chamberlain, D.E., M.R. Rehfisch, A.D. Fox, M. Desholm et S.J. Anthony. 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models, *Ibis* 148:198-202.

Chatwin, T.A., et M. Mather. 2007. Background document to accompany BC coastal Marbled Murrelet habitat suitability maps, B.C. Ministry of Environment, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Clean Energy BC. 2011. Disponible à l'adresse : http://www.cleanenergybc.org/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

CMMRT (Canadian Marbled Murrelet Recovery Team). 2003. Marbled Murrelet conservation assessment 2003, Part B: Marbled Murrelet Recovery Team advisory document on conservation and management, Service canadien de la faune, Région du Pacifique et du Yukon, Delta (Colombie-Britannique), Canadian Marbled Murrelet Recovery Team Working Document No. 1, disponible à l'adresse : http://www.sfu.ca/biology/wildberg/bertram/mamurt/PartB.pdf (en anglais seulement).

Congdon, B.C., J.F. Piatt, K. Martin et V.L. Friesen. 2000. Mechanisms of population differentiation in Marbled Murrelets: historical versus contemporary processes, *Evolution* 54:974-986.

Cooper, B.A., M.G. Raphael et D. Evans Mack. 2001. Radar-based monitoring of marbled Murrelets, *Condor* 103:219-229.

Cooper, J.M., et S.M. Beauchesne. 2004. Does the wind power industry threaten Marbled Murrelets or do Marbled Murrelets threaten the wind power industry? *in* T.D. Hooper (éd.), Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference, March 2-6, 2004, Victoria (Colombie-Britannique), 14 p.

Demarchi, D.A. 2001. Species account for Marbled Murrelet based on 1:250,000 Broad Ecosystem Inventory habitat mapping. Resources Inventory Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique).

Demarchi, D.A., et A.A. Button. 2001a. Marbled Murrelet nesting habitat capability in British Columbia: Map 2 – weighted average capability, map @ 1:300,000, Resources Inventory Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique).

Demarchi, D.A., et A.A. Button. 2001b. Marbled Murrelet nesting habitat suitability in British Columbia: Map 3 – weighted average suitability, map @ 1:300,000, Resources Inventory Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique).

Desholm, M., et J. Kahlert. 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm, *Biology Letters* 1:296-298.

Donaldson, A. 2004. Part Two: Air photo interpretation, *in* Burger A.E. (éd.), Standard methods for identifying and ranking nesting habitat of Marbled Murrelets (*Brachyramphus* marmoratus) in British Columbia using air photo interpretation and low-level aerial surveys. Ministry of Water, Land and Air Protection, Victoria (Colombie-Britannique) and Ministry of Forests, Nanaimo (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://env.gov.bc.ca/wld/documents/fia_docs/mamu_standard.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Falxa, G.A., J. Baldwin, D. Lynch, S.K. Nelson, S.L. Miller, S.F. Pearson, M.G. Raphael, C. Strong, T. Bloxton, B. Galleher, B. Hogoboom, M. Lance et R. Young. 2009. Marbled Murrelet effectiveness monitoring, Northwest Forest Plan: 2008 summary report, U.S. Fish and Wildlife Service, Arcata (Californie), 19 p.

Friesen, V.L., J.F. Piatt et A.J. Baker. 1996. Evidence from Cytochrome B sequences and allozymes for a "new" species of alcid: the Long-billed Murrelet (*Brachyramphus perdix*), *Condor* 98:681-690.

Friesen, V.L., T.P. Birt, J.F. Piatt, R.T. Golightly, S.H. Newman, P.N. Hébert, B.C. Congdon et G. Gissing. 2005. Population genetic structure and conservation of Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*), *Conservation Genetics* 6:607-614.

Gayton, D.V. 2008. Impacts of climate change on British Columbia's biodiversity: A literature review. Forrex, Forest Research Extension Society, Kamloops (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.forrex.org/publications/forrexseries/fs23.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Gjerdrum, C., A.M.J. Vallee, C. Cassady St. Clair, D.F. Bertram, J.L. Ryder et G.S. Blackburn. 2003. Tufted Puffin reproduction reveals ocean climate variability, *Proceedings of National Academy of Science* 100:9377-9382.

Gowgaia Institute. 2007. Forest economy trends and economic conditions on Haida Gwaii, Gowgaia Institute, Queen Charlotte (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.spruceroots.org/Booklets/ForTrends.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Green, R.N., et K. Klinka. 1994. A field guide to site identification and interpretation for the Vancouver Forest Region, Land Management Handbook No. 28, Research Branch, Ministry of Forests, Victoria (Colombie-Britannique), 285 p.

Guthrie, R.H., S.J. Mitchell, N. Lanquaye-Opoku et S.G. Evans. 2011. Extreme weather and landslide initiation in coastal BC, 2011, *Quarterly J. of Engineering Geol. and Hydrogeology* 43:417-428.

Gutowsky, S., M.H. Janssen, P. Arcese, T.K. Kyser, D. Ethier, M.B. Wunder, D.F. Bertram, L. McFarlane Tranquilla, C. Lougheed et D.R. Norris. 2009 Concurrent declines in nestling diet quality and reproductive success of a threatened seabird over 150 years, *Endangered Species Research* 9:247-254.

Hamann, A., et T. Wang. 2006. Potential effects of climate change on ecosystem and tree species distribution in British Columbia, *Ecology* 87:2773-2786.

Hamer, T.E., et S.K. Nelson. 1995. Characteristics of marbled murrelet nest trees and nesting stands, *in* Ecology and conservation of the marbled murrelet, C.J. Ralph, G.L. Hunt, Jr., M.G. Raphael et J.F. Piatt (éd.), U.S. Forest Service, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-152, Pacific Southwest Research Station, Albany (Californie).

Hayward, G.D., et G.C. Iverson. 1998. The challenge of evaluating population trends for conservation management: Marbled Murrelets in Alaska, *Northwest Science* 72:315-319.

Hebda, R.J. 1997. Impact of climate change on biogeoclimatic zones of British Columbia and Yukon, *in* Responding to global climate change in British Columbia and Yukon, vol. 1, E. Taylor et B. Taylor (éd.), BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://publications.gc.ca/collections/Collection/En56-119-1997E.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Hedd, A., D.F. Bertram, J.L. Ryder, et I.L. Jones. 2006. Effects of interdecadal climate variability on marine trophic interactions: rhinoceros auklets and their fish prey, *Marine Ecology Progress Series* 309:263-278.

Hentze, N.T. 2006. The effects of boat disturbance on seabirds off southwestern Vancouver Island, British Columbia, mémoire de spécialisation de baccalauréat, département de biologie, Université de Victoria, Victoria (Colombie-Britannique).

Hobbs, J. 2003. Marbled murrelet nesting habitat in the mid coast forest district: An assessment of the mid coast model, rapport inédit, Ministry of Water, Land and Air Protection, Habitat Branch, Victoria (Colombie-Britannique).

Holt, R.F. 2004. Chapter 2.6, *in* Environmental conditions report for the Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands Land Use Plan, BC Ministry of Sustainable Resource Management, Victoria (Colombie-Britannique).

Horn, H. 2009. Marbled Murrelet nesting habitat protection in British Columbia, juin 2009, rapport inédit présenté au B.C. Ministry of Environment, Ecosystems Branch, Victoria (Colombie-Britannique).

Horn, H.L., P. Arcese, K. Brunt, A.E. Burger, H. Davis, F. Doyle, K. Dunsworth, P. Friele, S. Gordon, A.N. Hamilton, S. Hazlitt, G. MacHutchon, T. Mahon, E. McClaren, V. Michelfelder, B. Pollard, S. Taylor et F.L. Waterhouse. 2009. Part 1: Recommendations for the Management of Focal Species Habitats Under Ecosystem-Based Management, Report 1 of the EBM Working Group Focal Species Project. Integrated Land Management Bureau, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Hull, C.L. 1999. COSEWIC Status Report Update on Marbled Murrelet *Brachyramphus marmoratus* (Gmelin), Report to Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC), Centre for Wildlife Ecology, Département des sciences biologiques, Université Simon Fraser, Burnaby (Colombie-Britannique).

Janssen, M.H., P. Arcese, T.K. Kyser, D.F. Bertram, L. McFarlane Tranquilla, T.D. Williams et D.R. Norris. 2009. Pre-breeding diet, condition and timing of breeding in a threatened seabird, the Marbled Murrelet *Brachyramphus marmoratus*, *Marine Ornithology* 37:33-40, disponible à l'adresse : http://www.marineornithology.org/PDF/37_1/37_1_33-40.pdf (consulté en avril 2010; en anglais seulement).

Jessup, D.A., M.A. Miller, J.P. Ryan, H.M. Nevins, H.A. Kerkering, A. Mekebri, D.B. Crane, T.A. Johnson et R.M. Kudela. 2009. Mass stranding of marine birds caused by a surfactant-producing red tide, PLoS ONE 4(2): art. e4550, disponible à l'adresse : http://www.plosone.org/article/info:doi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0004550 (consulté en avril 2010; en anglais seulement).

Kaiser, G.W. 2007. The inner bird: anatomy and evolution, UBC Press, Vancouver (Colombie-Britannique).

Kaiser, G.W., H.J. Barclay, A.E. Burger, D. Kangasniemi, D.J. Lindsay, W.T. Munro, W.R. Pollard, R. Redhead, J. Rice et D. Seip. 1994. Plan national de rétablissement de l'alque marbrée, rapport n° 8, Ottawa (Ontario), Comité de rétablissement des espèces canadiennes en péril, Service canadien de la faune, 44 p.

Kelson, J.D., et M.H. Mather. 1999. At-sea population size and distribution of Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) in Clayoquot Sound, British Columbia: 1982-1996, p. 54-75 *in* Inventory of Marbled Murrelets in Clayoquot Sound 1997, T.A. Chatwin, A.E. Burger et L.E. Jones (éd.), rapport inédit, Ministry of Environment, Lands and Parks, Vancouver Island Regional Office, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Kelson, J.D., I.A. Manley et H.R. Carter. 1995. Decline of the Marbled Murrelet in Clayoquot Sound, British Columbia: 1982-1993, *Northwestern Naturalist* 76:90-105.

Kirchhoff, M., M. Smith et S. Wright. 2010. Abundance, population trend, and distribution of Marbled Murrelets and Kittlitz's Murrelets in Glacier Bay National Park, rapport inédit présenté à National Park Service et Alaska Department of Fish and Game, Audubon Alaska, Anchorage (Alaska), disponible à l'adresse : http://www.nps.gov/glba/naturescience/upload/Kirchhoff_etal_2010_MurreletAbundanceTrendsDistributionInGlacierBay.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Kuletz, K.J., C.S. Nations, B. Manly, A. Allyn, David B. Irons et A. McKnight. 2011b. Distribution, abundance and population trends of the Kittlitz's Murrelet *Brachyramphus brevirostris* in Prince William Sound, Alaska, *Marine Ornithology* 39:97-109.

Kuletz, K.J., S.G. Speckman, J.F. Piatt et E.A. Labunksi. 2011a. Distribution, population status and trends of Kittlitz's Murrelet *Brachyramphus brevirostris* in Lower Cook Inlet and Kachemak Bay, Alaska, *Marine Ornithology* 39:85-95.

Lank, D.B., N. Parker, E.A. Krebs et L. McFarlane-Tranquilla. 2003. Geographic distribution, habitat selection, and population dynamics with respect to nesting habitat characteristics of Marbled murrelets (*Brachyramphus marmoratus*), rapport inédit, Centre for Wildlife Ecology, Université Simon Fraser, Vancouver (Colombie-Britannique).

Larsen J.K., et M. Guillemette. 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk, *Journal of Applied Ecology* 44:516-522.

Long, J.A., S.L. Hazlitt, T.A. Nelson et K. Laberee. 2011. Estimating 30-year change in coastal old-growth habitat for a forest-nesting seabird in British Columbia, Canada, *Endangered Species Research* 14:49-59.

Lougheed, C., L.W. Lougheed, F. Cooke et S. Boyd. 2002. Local survival of adult and juvenile Marbled Murrelets and their importance for estimating reproductive success, *Condor* 104:309-318.

Lowman, M.D., et H.B. Rinker (éd.). 2004. Forest Canopies, 2nd ed., Academic Press, New York (New York).

MacBean, A. 1989. An unusual seabird kill: paralytic shellfish poisoning at Pacific Rim National Park, *Discovery* (Vancouver Natural History Society) 18:133-135.

Malt, J.M., et D.B. Lank. 2007. Temporal dynamics of edge effects on nest predation risk for the marbled murrelet, *Biological Conservation* 140:160-173.

Malt, J.M., et D.B. Lank. 2009. Marbled Murrelet nest predation risk in managed forest landscapes: dynamic fragmentation effects at multiple scales, *Ecological Applications* 19(5):1274-1287.

Manley, I. 2006. Inventory methods for Marbled Murrelet radar surveys, Standards for components of British Columbia's biodiversity No. 10a, Resources Information Standards Committee, Ministry of Environment Ecosystems Branch, Victoria (Colombie-Britannique).

Manley, I.A., et S.K. Nelson. 1999. Habitat characteristics associated with nest success and predation at Marbled Murrelet tree nests (résumé), *Pacific Seabirds* 26:40.

Marzluff, J.M., M.G. Raphael et R. Sallabanks. 2000. Understanding the effects of forest management on avian species, *Wildlife Society Bulletin* 28:1132-1143.

Marzluff, J.M., R.B. Boone et G.W. Cox. 1994. Historical changes in populations and perceptions of native pest bird species in the west, *Studies in Avian Biology* 15:202-220.

Mason, A., A.E. Burger et B. Hansen. 2002. At-sea surveys of Marbled Murrelets in Clayoquot Sound, 1996-2000, p. 15-32 *in* Multi-scale studies of populations, distribution and habitat associations of Marbled Murrelets in Clayoquot Sound, British Columbia, A.E. Burger et T.A. Chatwin (éd.), Ministry of Water, Land and Air Protection, Victoria (Colombie-Britannique).

Master, L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G.A. Hammerson, B. Heidel, J. Nichols, L. Ramsay et A. Tomaino. 2009. NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Assessing Extinction Risk, NatureServe, Arlington (Virginie).

Mather, M. 2011. Marbled Murrelet nesting habitat loss estimates for Vancouver Island 2002 to 2011, rapport inédit présenté au BC Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, 2080A, route Labieux, Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6J9.

Mather, M., T.A. Chatwin, J. Cragg, L. Sinclair et D.F. Bertram. 2010. Marbled Murrelet nesting habitat suitability model for the British Columbia coast, *B.C. Journal of Ecosystems and Management* 11:91-102.

McFarlane Tranquilla, L., R. Bradley, N. Parker, D. Lank et F. Cooke. 2003. Replacement laying in Marbled Murrelets, *Marine Ornithology* 31:75-81.

McKinnon, A., et M. Eng. 1995. Old forests inventory for coastal British Columbia, *Cordillera Summer* 1995:20-33.

McShane, C., T. Hamer, H. Carter, G. Swartzman, V. Friesen, D. Ainley, R. Tressler, K. Nelson, A. Burger, L. Spear, T. Monagen, R. Martin, L. Henkel, K. Prindle, C. Strong et J. Keany. 2004. Evaluation report for the 5-year status review of the Marbled Murrelet in Washington, Oregon, and California, rapport inédit, préparé pour le U.S. Fish and Wildlife Service, Region 1, Portland (Oregon), EDAW, Inc., Seattle (État de Washington).

Meyer, C.B., S.L. Miller et C.J. Ralph. 2002. Multi-scale landscape and seascape patterns associated with marbled murrelet nesting areas on the U.S. west coast, *Landscape Ecology* 17:95-115.

Moss, M.L. 2007. Haida and Tlingit use of seabirds from the Forrester Islands, southeast Alaska, *Journal of Ethnobiology* 27:28-45.

NatureServe. 2009. Marbled Murrelet. NatureServe Explorer, disponible à l'adresse : http://www.natureserve.org/explorer/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Nelson, S.K. 1997. Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*), *in* Birds of North America, No. 276, A. Poole et G. Gill (éd.), Academy of Natural Sciences, Philadelphie, and American Ornithologists' Union, Washington, D.C.

Nelson, S.K., et T.E. Hamer. 1995. Nest success and the effects of predation on marbled murrelets, p. 89-97, *in* Ecology and conservation of the marbled murrelet, C.J. Ralph, G.L. Hunt, Jr., M.G. Raphael et J.F. Piatt (éd.), U.S. Forest Service, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-152, Albany (Californie).

Nelson, S.K., S.H. Newman, D.L. Whitworth, H.R. Carter et B.A. Barbaree. 2009. Marbled Murrelet breeding ecology, terrestrial habitat use, and activity patterns in Port Snettisham, Southeast Alaska, in 2005-2007, rapport inédit, Wildlife Trust, New York (New York) and Oregon State University, Corvallis (Oregon), 84 p. (préparé pour le Alaska Department of Fish and Game).

Niven, D.K., G.S. Butcher et G.T. Bancroft. 2009. Northward shifts in the abundance of North American birds in early winter: a response to warmer winter temperatures? Technical Report, Audubon Society, disponible à l'adresse : http://birdsandclimate.audubon.org/techreport.html (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Norris, D.R., P. Arcese, D. Preikshot, D.F. Bertram et T.K. Kyser. 2007. Diet reconstruction and historic population dynamics in a threatened seabird, *Journal of Applied Ecology* 44:875-884.

O'Hara, P.D., et K.H. Morgan. 2006. Do low rates of oiled carcass recovery in beached bird surveys indicate low rates of ship-source oil spills? *Marine Ornithology* 34:133-140.

Peery M.Z., et R.W. Henry. 2010. Recovering marbled murrelets via corvid management: a population viability analysis approach, *Biological Conservation* 143:2414-2424.

Peery, M.Z., L.A. Hall, A. Sellas, S.R. Beissinger, C. Moritz, M. Berube, M.G. Raphael, S.K. Nelson, R.T. Golightly, L. McFarlane-Tranquilla, S. Newman et P.J. Palsbøll. 2009a. Genetic analyses of historic and modern marbled murrelets suggest decoupling of migration and gene flow after habitat fragmentation, Proceedings of the Royal Society B (en ligne), doi:10.1098/rspb.2009.1666.

Peery, M.Z., S.H. Newman, C.D. Storlazzi et S.R. Beissinger. 2009b. Meeting reproductive demands in a dynamic upwelling system: foraging strategies of a pursuit-diving seabird, the Marbled Murrelet, *Condor* 111:120-134.

Peery, M.Z., S.R. Beissinger, S.H. Newman, B.H. Becker, E. Burkett et T.D. Williams. 2004b. Individual and temporal variation in inland flight behavior of marbled murrelets: implications for population monitoring, *Condor* 106:344-353.

Peery, M.Z., S.R. Beissinger, S.H. Newman, E.B. Burkett et T.D. Williams. 2004a. Applying the declining population paradigm: diagnosing causes of poor reproduction in the marbled murrelet, *Conservation Biology* 18:1088-1098.

Piatt, J.F. 1998. Marbled Murrelets *have* declined in Alaska, *Northwest Science* 72:310-314.

Piatt, J.F., et N.L. Naslund. 1995. Abundance, distribution and population status of marbled murrelets in Alaska, p. 285-294 *in* Ecology and conservation of the Marbled Murrelet, C.J. Ralph, G.L. Hunt, Jr., M.G. Raphael et J.F. Piatt (éd.), Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-152, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Dept. Agriculture, Albany (Californie).

Piatt, J.F., K.J. Kuletz, A.E. Burger, S.A. Hatch, V.L. Friesen, T.P. Birt, M.L. Arimitsu, G.S. Drew, A.M.A. Harding et K.S. Bixler. 2007. Status Review of the Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) in Alaska and British Columbia, U.S. Geological Survey Open-File Report 2006-1387, disponible à l'adresse : http://pubs.usgs.gov/of/2006/1387/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Piatt, J.F., M. Arimitsu, G. Drew, E.N. Madison, J. Bodkin et M.D. Romano. 2011. Status and trend of the Kittlitz's Murrelet *Brachyramphus brevirostris* in Glacier Bay, Alaska, *Marine Ornithology* 39:65-75.

Pitocchelli, J., J.F. Piatt et M. Cronin. 1995. Morphological and genetic divergence among Alaska populations of *Brachyramphus* murrelets, *Wilson Bulletin* 107:235-250.

Ralph, C.J., G.L. Hunt Jr., M.G. Raphael et J.F Piatt (éd.). 1995. Ecology and conservation of the Marbled Murrelet in North America, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-152, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Dept. Agriculture, Albany (Californie), disponible à l'adresse : http://www.fs.fed.us/psw/publications/documents/gtr-152/ (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Raphael, M.G. 2006. Conservation of the Marbled Murrelet under the Northwest Forest Plan, *Conservation Biology* 20:297-305.

Raphael, M.G., D. Evans Mack, J.M. Marzluff et J.M. Luginbuhl. 2002. Effects of forest fragmentation on populations of the Marbled Murrelet, *Studies in Avian Biology* 25:221-235.

Reed, D.H., J.J. O'Grady, B.W. Brook, J.D. Ballou et R. Frankham. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates, *Biological Conservation* 113:23-34.

RISC (Resources Information Standards Committee). 2001. Inventory methods for Marbled Murrelets in marine and terrestrial habitats, Version 2.0, Standards for components of British Columbia's biodiversity, n° 10, Ministry of Environment, Lands and Parks, Resources Inventory Branch, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.ilmb.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/murrelet2k1/mamu%20ml20.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Rodway, M.S. 1990. Status report on the Marbled Murrelet in Canada, Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, Ottawa (Ontario).

Rodway, M.S., H.R. Carter, S.G. Sealy et R.W. Campbell. 1992. Status of the Marbled Murrelet in British Columbia, *in* Status and conservation of the Marbled Murrelet in North America, H.R. Carter, et M.L. Morrison (éd.), *Proceedings of the Western Foundation of Vertebrate Zoology* 5:17-41.

Ronconi, R.A. 2008. Patterns and Processes of Marine Habitat Selection: Foraging Ecology, Competition and Coexistence among Coastal Seabirds, thèse de doctorat, Département de biologie, Université de Victoria, Victoria (Colombie-Britannique), Canada.

Ronconi, R.A., et A.E. Burger. 2008. Limited foraging flexibility: increased foraging effort by a marine predator does not buffer against scarce prey, *Marine Ecology Progress Series* 366:245-258.

Rueggeberg, H., et J. Booth. 1989. Marine birds and aquaculture in British Columbia: assessment and management of interactions, Final report: Summary and conclusions, rapport présenté à Environnement Canada (Service canadien de la faune), Vancouver (Colombie-Britannique).

Schneider, S.R., et R.T. Golightly. 2010. Predation and egg incubation at a Marbled Murrelet nest in northern California. Pacific Seabird Group 37th Annual Meeting, Long Beach (Californie), (résumé seulement), disponible à l'adresse : http://www.pacificseabirdgroup.org/downloads/PSG2010_Abstracts.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Sea Breeze Power. 2011. Disponible à l'adresse : http://www.seabreezepower.com/cape_scott.html (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Sealy, S.G. 1974. Breeding phenology and clutch size in the Marbled Murrelet, *The Auk* 91:10-23.

Sealy, S.G. 1975. Aspects of the breeding biology of the Marbled Murrelet in British Columbia, *Bird-Banding* 46:141-154.

Smith, J.L., et K.H. Morgan. 2005. An assessment of seabird bycatch in longline and net fisheries in British Columbia, Série de rapports techniques n° 401, Service canadien de la faune, Région du Pacifique et du Yukon, Delta (Colombie-Britannique).

Speckman, S.G., J.F. Piatt et A.M. Springer. 2004. Small boats disturb fish-holding Marbled Murrelets, *Northwestern Naturalist* 85:32-34.

Steventon, J.D., G.D. Sutherland et P. Arcese. 2003. Long-term risks to Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) populations: assessing alternative forest management policies in coastal British Columbia, Research Branch, British Columbia Ministry of Forests, Victoria (Colombie-Britannique), Technical Report 012, disponible à l'adresse : www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Tr/Tr012.htm (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Steventon, J.D., G.D. Sutherland et P. Arcese. 2006. A population-viability-based risk assessment of Marbled Murrelet nesting habitat policy in British Columbia, *Revue canadienne de recherche forestière* 36:3075-3086.

Stewart, K.J., et A.U. Mallik. 2006. Bryophyte responses to microclimate edge effects across riparian buffers, *Ecological Applications* 16:1474-1486.

Szpaka, P., T.J. Orchard et D.R. Gröckec. 2009. A Late Holocene vertebrate food web from southern Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands, British Columbia), *Journal of Archaeological Science* 36:2734-2741.

Tomlins, M., et M. Gray. 2006. Marbled Murrelet nesting habitat trends for the Sunshine Coast Forest District, rapport inédit, Integrated Land Management Bureau, British Columbia Ministry of Agriculture and Lands, Victoria (Colombie-Britannique).

Tripp, T. 2001. A synopsis of Marbled Murrelet habitat suitability models in British Columbia. Unpublished report, Habitat Branch, Ministry of Water, Land and Air Protection, Victoria (Colombie-Britannique).

U.S. Fish and Wildlife Service. 2009. Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) 5-year review, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington Fish and Wildlife Office, Lacey (État de Washington), disponible à l'adresse : http://ecos.fws.gov/docs/five_year_review/doc2417.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Uu-a-thluk. 2009. Nuu-chah-nulth Guidebook: Species At Risk, disponible à l'adresse : http://uuathluk.ca/wordpress/?page_id=222 (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Vermeer, K., et C. Thompson. 1992. Arsenic and copper residues in waterbirds and their food down inlet from the Island copper mill, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 48:733-738.

Vermeer, K., et K.H. Morgan. 1989. Mariculture and bird interactions in the Strait of Georgia, p. 174-176 *in* The ecology and status of marine and shoreline birds of the Strait of Georgia, Vermeer, K., et R.W. Butler (éd.), Publication spéciale, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario).

Vermeer, K., S.G. Sealy et G.A. Sanger. 1987. Feeding ecology of Alcidae in the eastern north Pacific Ocean, p. 189-227 *in* Seabirds: feeding biology and role in marine ecosystems, J.P. Croxall (éd.), Cambridge University Press, Cambridge (Royaume-Uni).

Waterhouse, F.L., A. Donaldson, D.B. Lank, P.K. Ott et E.A. Krebs. 2008. Using air photos to interpret quality of Marbled Murrelet nesting habitat in south coastal British Columbia, *British Columbia Journal of Ecosystems and Management* 9:17-37, disponible à l'adresse : http://www.forrex.org/publications/jem/ISS47/vol9_no1_art3.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Waterhouse, F.L., A.E. Burger, D.B. Lank, P.K. Ott, E.A. Krebs et N. Parker. 2009. Using the low-level aerial survey method to identify Marbled Murrelet nesting habitat, *BC Journal of Ecosystems and Management* 10:80-96, disponible à l'adresse : www.forrex.org/publications/jem/ISS50/vol10_no1_art8.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Waterhouse, F.L., A.E. Burger, P.K. Ott, A. Donaldson et D.B. Lank. 2010. Does interpretation of Marbled Murrelet nesting habitat change with different classification methods? *BC Journal of Ecosystems and Management* 10:20-34, disponible à l'adresse : www.forrex.org/publications/jem/ISS52/vol10_no3_art4.pdf (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Waterhouse, F.L., R. Bradley, J. Markila, F. Cooke et L. Lougheed. 2002. Use of airphotos to identify, describe, and manage forest structure of Marbled Murrelet nesting habitat at a coastal British Columbia site, British Columbia Ministry of Forests, Vancouver Forest Region, Nanaimo, B.C., Forest Research Technical Report TR-016, disponible à l'adresse : http://www.for.gov.bc.ca/rco/research/wildpub.htm (consulté en juin 2011; en anglais seulement).

Wigen, R. 2005. History of the vertebrate fauna in Haida Gwaii, p. 96-115 *in* Haida Gwaii: Human History and Environment from the Time of Loon to the Time of the Iron People, D.W. Fedje, et R.W. Mathewes (éd.), University of British Columbia Press, Vancouver (Colombie-Britannique).

Yen, P.P.W., F. Huettmann et F. Cooke. 2004. A large-scale model for the at-sea distribution of Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) during the breeding season in coastal British Columbia, Canada, *Ecological Modelling* 171:395-413.

Zharikov, Y., D. Lank et F. Cooke. 2007a. Influence of landscape pattern on breeding distribution and success in a threatened alcid, the marbled murrelet: model transferability and management implications, *Journal of Applied Ecology* 44:748-759.

Zharikov, Y., D. Lank, F. Huettmann et F. Cooke. 2007b. Interpreting habitat distribution models of an elusive species, the marbled murrelets: a response to Burger and Page, *Landscape Ecology* 22:1283-1289.

Zharikov, Y., D.B. Lank, F. Huettmann, R.W. Bradley, N. Parker, P.P.-W. Yen, L.A. McFarlane-Tranquilla et F. Cooke. 2006. Habitat selection and breeding success in a forest-nesting alcid, the marbled murrelet, in two landscapes with different degrees of forest fragmentation, *Landscape Ecology* 21:107-120.

Žydelis, R., D. Esler, M. Kirk et W.S. Boyd. 2009. Effects of off-bottom shellfish aquaculture on winter habitat use by molluscivorous sea ducks, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19:34-42.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Alan Burger est détenteur d'un doctorat en zoologie de l'Université de Cape Town (University of Cape Town). Il est consultant en biologie et professeur agrégé (adjoint) en biologie à l'Université de Victoria. Il a mené des recherches sur les oiseaux de mer durant plus de trente ans et, au cours des vingt dernières années, ses travaux ont visé principalement le Guillemot marbré. Les études du Guillemot marbré portent autant sur l'habitat marin (aires d'alimentation) que sur l'habitat terrestre (nidification), et M. Burger a publié 28 articles sur l'espèce, qui ont été revus par des pairs. Il est membre de l'équipe de rétablissement du Guillemot marbré depuis sa création en 1990 (à l'exception d'un congé sabbatique en 1999-2000) et du Groupe de mise en œuvre du rétablissement de l'habitat de nidification du Guillemot marbré depuis 2004. M. Burger a rédigé de nombreux articles sur la biologie du Guillemot marbré, des documents sur le rétablissement de l'espèce, des plans de gestion et des manuels de méthodes relatives à l'étude de l'espèce pour les gouvernements, l'équipe de rétablissement du Guillemot marré et d'autres organismes.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée en ce qui concerne le Guillemot marbré.

Annexe 1. Analyse des données des Recensements des oiseaux de Noël concernant le Guillemot marbré en Colombie-Britannique

Contexte

En l'absence de grandes séries de données systématiques de recensements, plusieurs ont tenté par le passé d'utiliser les données des Recensements des oiseaux de Noël (CBC) pour analyser les tendances des populations de Guillemot marbré. Les CBC sont réalisés par des ornithologues amateurs bénévoles à l'intérieur de cercles à diamètre fixe de 15 milles (24,2 km) durant une période fixe de l'hiver (du 15 décembre au 5 janvier). Tous les individus qui sont rencontrés sont signalés et, pour tenir compte de l'effort d'observation, les données sont habituellement analysées par heure-équipe (Niven *et al.*, 2009). .

Dans le cadre de son rapport sur la situation des oiseaux, la Audubon Society a analysé les données des cercles de dénombrement en Colombie-Britannique et dans quatre États américains dans lesquels le Guillemot marbré est régulièrement présent (Niven *et al.*, 2009). Sur une période de 40 ans (1966-2005), ces données ont indiqué une tendance globale au déclin atteignant en moyenne -0,87 % par année (intervalles de confiance à 95 % de -3,4 % à +1,7 %) (Audubon Society, 2009). Deux analyses des données des CBC sur le Guillemot marbré en Alaska ont produit des conclusions contradictoires qui donnent à penser que les données des CBC pourraient constituer de mauvais indicateurs des tendances des populations de l'espèce (Piatt, 1998; Hayward et Iverson, 1998).

En Colombie-Britannique, Rodway *et al.* (1992) ont résumé les données des CBC sur le Guillemot marbré provenant de 22 zones côtières de dénombrement (1987-1988) et ont conclu que ces données n'indiquaient aucune tendance claire. Norris *et al.* (2007) ont utilisé les sommes annuelles des données des CBC (oiseaux par heure-équipe) provenant de 11 sites du bassin de Georgia comme un indice de l'abondance des Guillemot marbrés. Ils ont comparé ensuite les données lissées avec les teneurs en isotopes des plumes et les proportions estimées de poissons dans les régimes alimentaires tirées de ces isotopes. Même s'ils ont mentionné des corrélations significatives entre les indices tirés des CBC et les signatures isotopiques, la sélection de certains sites faite par Norris *et al.* (2007) est étrange sur le plan de la représentativité du bassin de Georgia. Leurs échantillons comprennent un site qui n'est habituellement pas considéré comme faisant partie du bassin de Georgia (Victoria) et deux sites avec quelques rares années de données (l'île Lasqueti et la baie Nanoose, les deux sites faisant l'objet d'un échantillonnage depuis 2002), mais omettent plusieurs sites qui comportent de longues séries de données et, par comparaison, des nombres élevés de guillemots (baie Deep, site recensé depuis 1976; Ladner, depuis 1970; Îles Pender, depuis 1971). Tel qu'il a été mentionné dans le corps du présent rapport, Bower (2009) a utilisé les données des CBC provenant de la mer des Salich (bassin de Georgia, détroit de Juan de Fuca et Puget Sound) et a comparé les nombres d'oiseaux moyens en 1975-1984 à ceux de 1998-2007.

Méthodes

Une nouvelle analyse des données des CBC en Colombie-Britannique pour le Guillemot marbré a été réalisée. Elle visait à détecter les tendances des 30 à 40 dernières années. Les données des recensements (nombre d'oiseaux par recensement et nombre d'oiseaux par heure-équipe) ont été téléchargées pour 26 cercles de dénombrement (tableau A1-1) provenant de la base de données de la Audubon Society (http://audubon2.org/cbchist/; en anglais seulement). Les dénombrements comptant moins de 6 années de données ou dont le nombre maximal de guillemots était de moins de 10 oiseaux ont été exclus. Dans quelques cas (< 5 années de dénombrement global), certaines données sur les efforts de recherche manquaient – dans ces cas, le nombre d'heures-équipe a été estimé en faisant la moyenne des données de l'année précédente et de l'année subséquente.

Les années d'échantillonnage et les densités d'oiseaux (représentées par le nombre d'oiseaux par heure-équipe) ayant fluctué grandement d'un site à l'autre, il n'a pas été possible de simplement regrouper les données aux fins de l'analyse des tendances sans créer une base de données biaisée. Par conséquent, chaque site pour lequel les données étaient suffisantes a d'abord fait l'objet d'une analyse indépendante (tableau A1-1), puis les données regroupées ont été tabulées seulement pour les sites où l'échantillonnage était uniforme (quelques années manquaient) et dont les années de couverture étaient les mêmes. Presque toutes les données à long terme proviennent de la région de la mer des Salich, et ces données ont été analysées pour deux périodes (1972-2008, 11 sites; et 1978-2008, 14 sites). Une régression linéaire a été utilisée pour détecter les tendances – l'examen des données brutes a montré d'importantes fluctuations dans les dénombrements, et une décision a été prise en ce qui concerne l'utilisation de l'outil le plus simple susceptible de révéler des tendances.

Résultats et analyse

Sur les 26 sites de recensement de Colombie-Britannique qui ont été considérés, l'un a connu une importante augmentation du nombre de guillemots (Bamfield), neuf ont connu des déclins importants (Nanaimo, baie Nanoose, Pender Harbour, îles Pender, Sooke, Squamish, Vancouver, Victoria et White Rock), et les 16 autres sites n'ont connu aucune tendance importante (tableau A1-1). Pour l'ensemble des sites, les dénombrements ayant varié fortement d'une année à l'autre (reflétant dans une certaine mesure l'effort d'échantillonnage par bateau qui dépend largement des conditions météorologiques), il est difficile de détecter des tendances à long terme.

Les échantillons à long terme regroupés de la mer des Salich ont indiqué des tendances au déclin (figure A1-1), mais ces tendances ne sont pas statistiquement significatives pour la période de 1972 à 2008 (11 sites) ou la période de 30 ans, de 1978 à 2008 (14 sites) (tableau A1-1). L'extrême variabilité des données du CBC est illustrée dans ces graphiques; les sommets atteints en 1975 et 1988 sont dus à des nombres inhabituellement élevés dans une seule zone de dénombrement (2 125 guillemots à Ladner en 1975 et 1 849 guillemots dans la région de Sunshine Coast en 1988). Il n'a pas été possible de mesurer de manière fiable les taux de déclin annuel.

Conclusions

En raison du manque d'uniformité concernant l'effort d'observation, les compétences des observateurs en matière d'identification, l'utilisation de bateaux et les conditions d'observation, les CBC ne peuvent remplacer les recensements systématiques de tout oiseau de mer effectués par des spécialistes. Les cercles de dénombrement des CBC (diamètre de 15 milles [24,2 km] et ayant habituellement comme centre une ville) ne sont généralement pas bien situés pour dénombrer les Guillemots marbrés, et quelques zones de dénombrement recoupent d'importantes populations qui hivernent en Colombie-Britannique. En outre, compte tenu des variations naturelles dans la répartition et les déplacements d'une espèce très mobile comme le Guillemot marbré, il faut être très prudent si l'on utilise les données des CBC. Néanmoins, l'analyse n'a indiqué aucune diminution importante du nombre de Guillemots marbrés par heure-équipe dans 9 des 26 sites de dénombrement (dont 4 comptaient moins de 8 années de données et étaient peu susceptibles de révéler des tendances), et seulement un site a connu une importante augmentation. Dans l'ensemble, les données des CBC, bien que déficientes, laissent croire que la population de Guillemots marbrés hivernant en Colombie-Britannique a connu un déclin au cours des 30 à 40 dernières années.

Tableau A1-1. Sommaire de l'analyse des tendances des données du Recensement des oiseaux de Noël concernant le Guillemot marbré en Colombie-Britannique, de 1969 à 2009. Données brutes des dénombrements de la Audubon Society (http://audubon2.org/cbchist/; en anglais seulement).

Zone de dénombrement	Première année	N^{bre} d'années (après 1969)	Régression			R carré ajusté	Tendance	Pente (si la tendance est significative)
			Degrés de liberté pour F	Valeur de F	Valeur de P			
Anacortes-Sidney*	1971	30	1, 29	0,018	0,894	0,001	Aucune	-
Bamfield	1986	22	1, 20	9,185	0,007	0,280	Augmentation	+0,1342
Campbell River*	1972	33	1, 31	0,015	0,905	0,032	Aucune	-
Comox*	1961	36	1, 34	1,237	0,274	0,007	Aucune	-
Baie Deep*	1975	33	1, 31	0,413	0,525	0,019	Aucune	-
Duncan*	1970	35	1, 33	1,420	0,242	0,012	Aucune	-
Kitimat	1974	31	1, 29	0,182	0,673	0,028	Aucune	-
Ladner*	1957	40	1, 38	1,769	0,191	0,019	Aucune	-
Île Lasqueti	2002	7	1, 5	0,617	0,468	0,068	Aucune	-
Masset	1983	26	1, 24	0,990	0,330	0,004	Aucune	-
Nanaimo*	1972	37	1, 35	6,263	0,017	0,128	Diminution	-0,0083
Baie Nanoose	2002	7	1, 5	10,479	0,023	0,612	Diminution	-0,2878
Parksville Qualicum	1991	18	1, 16	0,325	0,577	0,042	Aucune	-
Pender Harbour	1991	18	1, 16	7,664	0,014	0,282	Diminution	-0,3156
Îles Pender*	1970	39	1, 37	13,535	0,001	0,248	Diminution	-0,0301
Prince Rupert	1980	27	1, 25	0,664	0,423	0,013	Aucune	-
Port Alberni	1992	18	1, 16	0,254	0,621	0,049	Aucune	-
Rose Spit	1989	6	1, 4	0,008	0,932	0,247	Aucune	-
Sayward	1973	8	1, 6	2,078	0,200	0,133	Aucune	-
Skidegate	1982	27	1, 25	1,553	0,224	0,021	Aucune	-
Sooke*	1983	21	1, 19	7,398	0,014	0,242	Diminution	-0,0299
Squamish*	1980	28	1, 26	14,272	0,001	0,330	Diminution	-0,0469
Sunshine Coast*	1979	29	1, 27	0,986	0,329	0,005	Aucune	-
Vancouver*	1957	38	1, 36	19,956	0,000	0,339	Diminution	-0,0151
Victoria*	1958	40	1, 38	4,614	0,038	0,085	Diminution	-0,0038
White Rock*	1971	37	1, 35	5,575	0,024	0,113	Diminution	-0,0015
Sites de la mer des Salich* (n = 11)	1972-2008	37	1, 35	1,872	0,180	0,024	Aucune	-
Sites de la mer des Salich* (n = 14)	1978-2008	30	1, 28	2,872	0,101	0,061	Aucune	-

Notes : L'année indiquée correspond à la première année de chaque période de CBC (p. ex. 1970 correspond à la période de CBC de 1970-1971).

* Les données sur les sites de la mer des Salich présentées dans les deux derniers rangs sont indiquées par un astérisque.

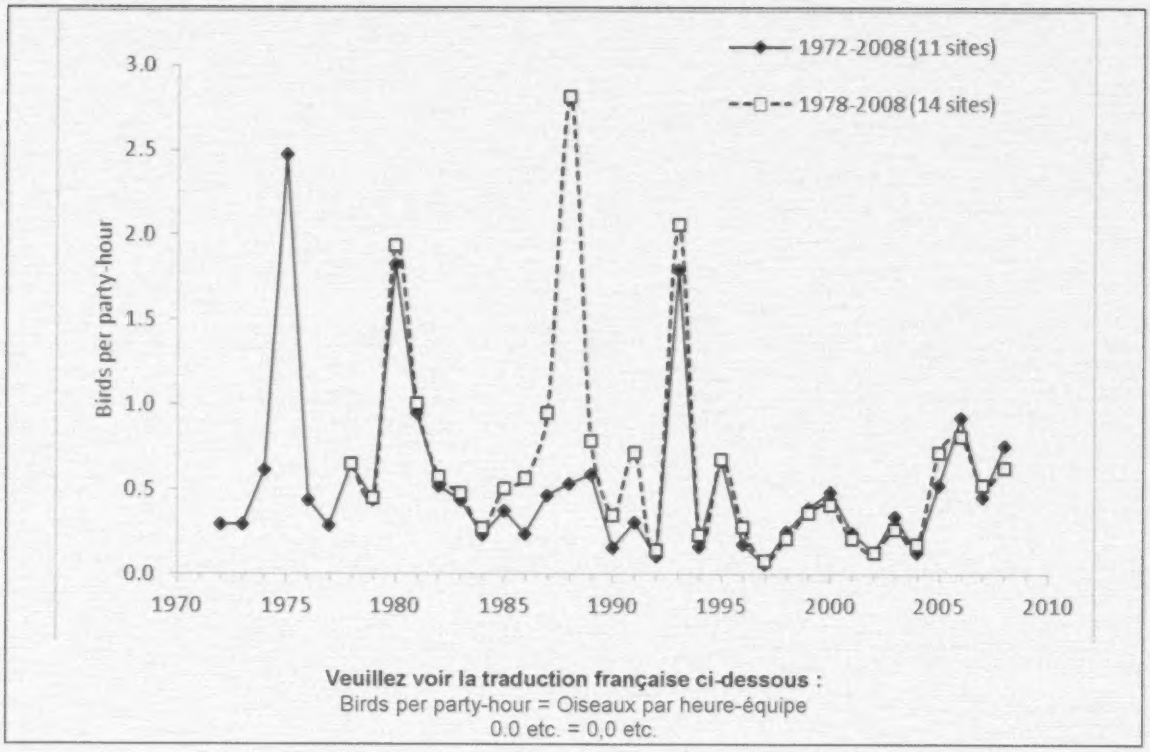


Figure A1-1. Dénombrements moyens (oiseaux par heure-équipe) de Guillemot marbré lors des CBC effectués aux sites de Colombie-Britannique, dans la région de la mer des Salich (détroits de Georgia et de Juan de Fuca, qui correspondent aux plus longues séries chronologiques (1972-2008; 11 sites) et à un échantillon de sites un peu plus grand couvrant une période de 30 ans (1978-2008; 14 sites). Aucun des ensembles de données ne montre de tendance statistiquement significative.

Annexe 2. Tableau des menaces modifié de l'UICN/NatureServe appliqué au Guillemot marbré

Notes. Même si l'impact des menaces est considéré comme faible ou moyen, l'impact global établi selon le modèle est élevé. L'impact global des menaces calculé est obtenu automatiquement par des calculs internes établis par l'UICN et NatureServe. David Fraser (BC Conservation Data Centre, Victoria) et Alan Burger (Université de Victoria) ont choisi conjointement les valeurs entrées dans le tableau pour le Guillemot marbré.

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Guillemot marbré, *Brachyramphus marmoratus*
Identification de l'élément	**Code de l'élément**
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui) :	
Évaluateurs :	Alan Burger; David Fraser
Références :	Voir les commentaires, rapport de situation du COSEPAC de 2012

Guide pour le calcul de l'impact global :

		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	0	0
C	Moyen	2	2
D	Faible	2	2
Impact global des menaces calculé :		Élevé	Élevé
Impact global attribué :		**B = Élevé**	

Ajustement de l'impact global calculé – justification :	Impact des menaces élevé. Les menaces pourraient augmenter dans un avenir rapproché, en particulier en raison des décisions qui seront prises dans les prochaines années concernant la navigation depuis le nord de la côte continentale de Colombie-Britannique et qui pourraient faire passer l'impact de la menace associée aux déversements d'hydrocarbures à une catégorie plus élevée lors de la prochaine évaluation.
Impact global des menaces – commentaires	Rempli par Alan E. Burger et David F. Fraser, octobre 2009. Pour plus de précisions, consulter le rapport d'évaluation du COSEPAC (ébauche de novembre 2009). Révisé par M. Fraser en avril 2012, et les révisions ont été examinées par M. Burger et Marty Leonard.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Actualité	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
1.1	Habitations et zones urbaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	S'applique surtout aux projets de développements résidentiels sur l'île de Vancouver, bien que la majeure partie de cet habitat soit déjà occupée par des forêts secondaires et que la menace vise moins de 1 % de l'habitat du Guillemot marbré dans les 10 prochaines années.
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Le développement portuaire commercial dans le nord de la côte continentale de Colombie-Britannique pourrait avoir un impact sur de très faibles superficies d'habitat de nidification du Guillemot marbré.
1.3	Tourisme et espaces récréatifs						
2	Agriculture et aquaculture	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						
2.3	Élevage et élevage à grande échelle						
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	La mariculture (mollusques, crustacés et poissons) chasse les oiseaux des aires d'alimentation littorales.
3	Production d'énergie et exploitation minière		Ne constitue pas une menace (durant la période d'évaluation)	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	
3.1	Forages pétroliers et gaziers		Ne constitue pas une menace (durant la période d'évaluation)	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	Ne constitue pas présentement une menace, mais pourrait en être une dans l'avenir si l'exploration et l'extraction en mer étaient permises.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						
3.3	Énergie renouvelable	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Modérée (11-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Les centrales au fil de l'eau et les corridors de transport d'énergie éolienne pourraient constituer une menace selon le nombre qui sera en exploitation.
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Actualité	Commentaires
4.1	Routes et voies ferrées						
4.2	Lignes de services publics		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Modérée (11-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Les corridors d'utilité publique associés à la production d'électricité au fil de l'eau, les lignes d'électricité utilisées pour les services de production pétrolière et gazière, et les projets d'installations portuaires.
4.3	Transport par eau						
4.4	Trajectoires de vol						
5	Utilisation des ressources biologiques	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et prélèvement d'animaux terrestres						
5.2	Cueillette de plantes terrestres						
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Articles examinés dans le présent rapport de situation. La perte d'habitat de nidification résultant de la coupe à blanc et de la construction de routes connexe constitue la principale menace pour les guillemots nicheurs.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques		Ne constitue pas une menace (durant la période d'évaluation)	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	Les guillemots pourraient subir un impact plus important si la pêche commerciale du lançon ou des Euphausiacés (comme aliments pour poissons) devenait répandue.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Perturbation causée par la circulation des bateaux de plaisance (Bellefleur *et al.*, 2009).
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						
6.3	Travaux et autres activités	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	La perturbation associée à la circulation des bateaux commerciaux devrait augmenter si le projet de transport de pétrole et de gaz naturel liquéfié depuis le nord de la côte continentale va de l'avant. Les zones du nord de la côte continentale affectées sont caractérisées par de grandes concentrations de Guillemots marbrés.
7	Modification du système naturel						
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Barrages, gestion et utilisation de l'eau						Les barrages associés aux projets de centrales au fil de l'eau décrits au point 3.3.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Actualité	Commentaires
7.3	Autres modifications de l'écosystème						
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques		Ne constitue pas une menace (durant la période d'évaluation)	Grande – petite (1-70 %)	Légère (1-10 %)	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	
8.1	Espèces exotiques et non indigènes envahissantes						
8.2	Espèces indigènes problématiques		Ne constitue pas une menace (durant la période d'évaluation)	Grande – petite (1-70 %)	Légère (1-10 %)	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	Les proliférations d'algues toxiques peuvent tuer les oiseaux de mer (U.S. Fish and Wildlife Service, 2009).
8.3	Introduction de matériel génétique						
9	Pollution	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Extrême (71-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Extrême (71-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Les déversements d'hydrocarbures constituent une menace, et cette menace pourrait augmenter rapidement si le projet d'extraction d'hydrocarbures en mer se réalisait. Les effets inconnus des BPC et d'autres polluants pourraient être importants. La menace associée aux déversements d'hydrocarbures pourrait augmenter considérablement si les projets d'expédition d'hydrocarbures et de gaz naturel liquéfié allaient de l'avant; cependant, la majeure partie de cet impact ne se produira pas au cours des 10 prochaines années. Taux de mortalité élevé associé aux déversements d'hydrocarbures pour les individus qui entrent en contact avec les hydrocarbures.
9.3	Effluents agricoles et forestiers						
9.4	Détritus et déchets solides						
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Énergie excessive						
10	Phénomènes géologiques						
10.1	Volcans						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Actualité	Commentaires
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						
10.3	Avalanches et glissements de terrain						
11	Changement climatique et phénomènes météorologiques violents		Ne constitue pas une menace (durant la période d'évaluation)	Restreinte (11-30 %)	Modérée (11-30 %)	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Ne constitue pas une menace (durant la période d'évaluation)	Restreinte (11-30 %)	Modérée (11-30 %)	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	Impacts négatifs possibles sur la disponibilité des proies attribuables au réchauffement des océans.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations						

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).